



Askåterföring i Jämtland

**- biobränslets och askans innehåll av tungmetaller
relaterat till markernas geokemi**



Ingegerd Backlund

Handledare: Mats Olsson, SLU

Examensarbete vid institutionen för skoglig marklära, SLU

I samarbete med Jämtkraft AB, Östersund

Uppsala, 2007

Nr 18

Askåterföring i Jämtland

- biobränslets och askans innehåll av tungmetaller
relaterat till markernas geokemi**

Ash recycling in Jämtland, Sweden

- heavy metal content in biofuels and ashes
related to soil geochemistry**

Ingegerd Backlund

FÖRORD

Detta examensarbete har utförts vid Institutionen för skoglig marklära vid Sveriges lantbruksuniversitet. Arbetet omfattar 20 poäng på D-nivå i huvudämnet biologi inom Naturresursprogrammet.

Uttag av avverkningsrester från skogsbruket för biobränsleändamål har kraftigt ökat i Sverige. Detta är ett väsentligt inslag i Sveriges strategi att minska utsläppen av växthusgaser och uppfylla nationella och internationella klimatmål. Uttag av biobränslen innebär emellertid också en förlust av näringsämnen och en ökning av markens surhetsgrad. Av denna orsak är det viktigt att recirkulera aska från förbränningen till skogsmarken – näringsämnen återförs och försurningstrycket minskar. Det är dock väsentligt att aska återförs på ett riktigt sätt, särskilt med beaktande av dess eventuella innehåll av tungmetaller.

Detta arbete av Ingegerd Backlund ska ses som en ansats att belysa hur askåterföring kan ske i en region i Sverige, Jämtland, där höga halter av tungmetaller kan befaras förekomma i askan från avverkningsrester. Arbetet har initierats och skett i samarbete med Jämtkraft i Östersund.

Uppsala i oktober 2007

Mats Olsson
Handledare

Framsida: Markspredning av aska med ombyggd skotare på ett hygge utanför Frövi, Örebro län.
Foto: Lars Andersson, Skogsstyrelsen.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

| | |
|---|-----------|
| Förord | 3 |
| Sammanfattning / Summary | 8 |
| 1 Inledning | 9 |
| 1.1 Att återföra aska i Jämtland | 9 |
| 1.2 Syfte | 10 |
| 1.3 Disposition | 10 |
| 1.4 Avgränsningar | 10 |
| 2 Bakgrund | 10 |
| 2.1 Biobränsleaska | 10 |
| 2.1.1 Från biobränsle till energi och aska | 11 |
| 2.1.2 Biobränsleaskans beståndsdelar | 11 |
| 2.1.3 Hantering och spridning av biobränsleaska | 11 |
| 2.1.4 Alternativa användningsområden | 12 |
| 2.2 Möjligheter med askåterföring | 12 |
| 2.2.1 Minskad surhetsgrad i marken | 12 |
| 2.2.2 Kretsloppsanpassat skogsbruk- återföring av näringsämnen | 12 |
| 2.2.3 Tillväxtökning på fastmark | 12 |
| 2.2.4 Tillväxtökning på torvmark | 13 |
| 2.3 Risker med askåterföring | 13 |
| 2.3.1 Tillväxtminskning på fastmark | 13 |
| 2.3.2 Ökad kväveutlakning | 14 |
| 2.3.3 Ökade utsläpp av växthusgaser | 14 |
| 2.3.4 Mekaniska skador vid spridning | 14 |
| 2.4 Biobränsleuttag och askåterföring i juridiska sammanhang | 15 |
| 2.4.1 Skogsstyrelsens rekommendationer | 15 |
| 2.4.1.1 <i>Hur rekommendationerna tagits fram</i> | 15 |
| 2.4.2 Lagrum som reglerar askåterföring | 16 |

| | |
|--|---------------|
| 2.5 Tungmetallinnehåll i finjord | 17 |
| 2.5.1 Om kartorna | 17 |
| 2.5.2 Arsenik i Jämtland | 17 |
| 2.5.2.1 <i>Svagt förhöjda nivåer</i> | 18 |
| 2.5.2.2 <i>Förhöjda nivåer</i> | 19 |
| 2.5.2.3 <i>Starkt förhöjda nivåer</i> | 19 |
| 2.5.2.4 <i>Normala nivåer</i> | 19 |
| 2.5.3 Bly i Jämtland | 20 |
| 2.5.4 Krom i Jämtland | 20 |
| 2.5.5 Koppar i Jämtland | 22 |
| 2.5.6 Nickel i Jämtland | 22 |
| 2.5.7 Zink i Jämtland | 23 |
| 2.5.8 Övriga tungmetaller | 23 |
| 3 Material och metoder | 24 |
| 3.1 Kartmaterial | 24 |
| 3.2 Insamling av GROT-material | 24 |
| 3.3 Val av GROT-lokaler | 24 |
| 3.4 GROT-materialets sammansättning | 24 |
| 3.5 Referensområde | 24 |
| 3.6 Bearbetning av proverna | 28 |
| 3.7 Kemisk analys | 29 |
| 3.8 TS-analys | 29 |
| 4 Resultat och diskussion | 30 |
| 4.1 Analys av tungmetallhalterna i GROT-proven | 30 |
| 4.1.1 Barr- och grenprover | 30 |
| 4.1.2 Blandprover | 34 |
| 4.1.3 Korrelation mellan markprover och GROT-prover | 35 |
| 4.2 Hur askåterföring påverkar uppfyllandet av de svenska miljökvalitetsmålen | 35 |
| 4.2.1 Begränsad klimatpåverkan | 35 |
| 4.2.2 Bara naturlig försurning | 35 |
| 4.2.3 Giftfri miljö | 35 |
| 4.2.4 Säker strålmiljö | 35 |
| 4.2.5 Ingen övergödning | 35 |
| 4.2.6 Levande sjöar och vattendrag samt Grundvatten av god kvalitet | 36 |
| 4.2.7 Levande skogar | 36 |
| 4.2.8 Ett rikt växt- och djurliv | 36 |

| | | |
|-------------------|---|-----------|
| 4.3 | Analys av lämpliga marker för askåterföring i Jämtland | 36 |
| 4.3.1 | Analysram | 36 |
| 4.3.2 | Surhetsgrad | 36 |
| 4.3.3 | Bördighet och näringsstatus | 37 |
| 4.3.4 | Jordart- fastmark och torvmark | 38 |
| 4.3.5 | Trädslag | 38 |
| 4.3.6 | Tungmetallinnehåll | 39 |
| 4.3.7 | Närhet till Östersunds kraftvärmeverk | 39 |
| 4.3.8 | Slutsats | 39 |
| | | |
| 4.4 | Konklusioner | 39 |
| 4.4.1 | Finns det lämpliga marker för askåterföring i Jämtland? | 39 |
| 4.4.2 | Finns det en korrelation mellan höga halter tungmetaller i mark och i GROTen? | 39 |
| 4.4.3 | Vad följer med GROTen till kraftvärmeverket? | 40 |
| 4.4.4 | Finns förklaringen till varför krom och arsenik har förhöjda värden i askan, i markernas geokemi? | 40 |
| 4.4.4.1 | <i>Krom</i> | 40 |
| 4.4.4.2 | <i>Arsenik</i> | 40 |
| | | |
| 4.5 | Vidare studier | 40 |
| | | |
| 4.6 | Slutsatser i korthet | 41 |
| | | |
| Tack | | 41 |
| | | |
| Referenser | | 42 |
| | | |
| Bilagor | | 44 |

SAMMANFATTNING.

Att ta ut biobränsle i form av grenar och toppar från föryngringsavverkningar blir allt vanligare i Sverige. Den aska som blir kvar efter förbränning av biobränslen innehåller många värdefulla näringsämnen inklusive baskatjoner. Skogsstyrelsen rekommenderar idag att aska återförs på platser där biobränsle tagits ut, för att undvika framtida utarmning av den svenska skogsmarken. I Jämtland tas relativt mycket GROT ut från avverkningar, men ännu har askåterföring inte prövats. Det övergripande syftet med detta examensarbete var att undersöka förhållandena för askåterföring i Jämtlands län utifrån markkemi och tungmetallinnehåll i mark och GROT. Delmålen var att göra en översiktlig studie över skogsmarkernas lämplighet för askåterföring och att undersöka om GROT från områden med höga tungmetallhalter i marken innehöll mer tungmetaller än den GROT som Skogsstyrelsen baserat sina gränsvärden på. 20 GROT-prover samlades in från inkommande transporter från Jämtlands skogsmarker till kraftvärmeverket i Östersund. Materialet torkades och sorterades i barrfraktioner och grenfraktioner samt maldes. Analyser på As, Cr, Pb, Hg, Ni, Cu, Cd och Zn i proverna gjordes med ICP-MS. Dessutom gjordes en analys av lämpliga marker för askåterföring i Jämtland. Resultaten visar att barren innehöll ovanligt mycket av flera av de testade tung- och halvmetallerna, medan grenarna inte skiljde sig nämnvärt i tungmetallinnehåll från grenar tagna från andra områden i Sverige. Dessa uppvisade i flera fall istället lägre innehåll än vad som är vanligt i Sverige. Tre prover med osorterat blandat material från GROT analyserades också med ICP-MS. Dessa uppvisade högre tungmetallhalter än de sorterade och borstade barr- och grenfraktionerna, vilket kan bero på förekomst av minerogent material. Korrelationerna mellan tungmetallhalter i SGU:s närliggande markprovytor och i barr- och grenproverna var mycket små, mellan 0,004 och 0,102 utom för zink, där den var något högre. Detta kan bero på att markkoncentrationerna av tungmetaller varierar mycket i liten skala. Lämpliga marker för askåterföring i Jämtland är främst Storsjöområdet där bördigheten är förhållandevis hög, mycket GROT tas ut och halten av tungmetaller är så pass hög att ingen nettotillförsel av tungmetaller bör ske, även om askan marginellt överskrider Skogsstyrelsens gränsvärden. Slutsatser av studien är bl.a. att det minerogena material som följer med GROTen vid transport och bearbetning kan ha stor betydelse för innehållet av tungmetaller i askan, och att variationen i markgeokemi kan vara ganska stor inom ett litet område.

Nyckelord: *aska, biobränsleaska, biobränsle, GROT, Norrland, ICP-MS, skog, skogsbruk, arsenik, miljö kvalitetsmål.*

SUMMARY.

Using biofuels from regeneration cuttings is becoming more common in Sweden. Ash from the combustion of biofuels contains many valuable nutrients and base cations. The Swedish Forest Agency recommends that ash should be recycled to clearings where biofuels have been removed, to avoid future impoverishment of Swedish woodlands. In Jämtland, in northern Sweden, a large quantity of biofuels are taken out from cuttings but ash recycling has not yet been tried. The aim of this thesis was to examine the conditions for ash recycling in Jämtland regarding to soil chemistry and heavy metal content in soil and biofuels. To achieve that, a survey of which soils that are most suitable for ash recycling was included; and the heavy metal content in biofuels was examined, to see if biofuels from areas with large metal amounts in the soil contained more heavy metals than other biofuels. Twenty biofuel samples were collected from incoming transports from the woodlands of Jämtland to the heat- and power plant in Östersund. The material was dried and sorted into needle fractions and branch fractions. The material was then milled. Analyses of As, Cr, Pb, Hg, Ni, Cu, Cd and Zn were carried out by ICP-MS. The results show that needles from Jämtland contain more heavy metals and arsenic than needles from other regions in Sweden. Branches from Jämtland do not contain more heavy metals and arsenic than average. Three samples of non sorted biofuel material were also analyzed by ICP-MS. The results show that they contain more heavy metals than the sorted and brushed material taken from the same places. This can be due to occurrence of minerogenic materials in the non-sorted samples. The correlation between heavy metal concentrations in soil and needles, as well as the correlation between heavy metal concentrations in soil and branches, were both weak. The reasons for this can be that the heavy metal concentrations in soil vary a lot in a small area. Suitable lands for ash recycling in Jämtland are mainly the area around the lake Storsjön. There, the content of nitrogen in the soil is high enough to allow an increase in tree growth after ash supply. A lot of biofuels are taken out from cuttings there too. This study demonstrates that minerogenic material that contaminates the biofuel during preparation and transport can affect how high the content of heavy metals become in the ashes; and that the variation in soil geochemistry can be quite large within a small area.

Key words: *ICP-MS, arsenic, forestry, wood lands.*

1 INLEDNING

1.1 Att återföra aska i Jämtland

Att ta ut biobränsle i form av grenar och toppar från förnygringsavverkningar blir allt vanligare i Sverige. År 2005 tillvaratogs GROT (GRenar Och Toppar) på ca 2200 ha i Jämtlands län. Det är en ökning med drygt 400 % sedan år 2002 (Svenska bioenergiföreningen, 2005). Biobränslet bidrar i stor utsträckning till utvecklingen mot ett långsiktigt hållbart energisystem med minskad oljeanvändning och klimatpåverkan. Ett träd som förbränns i ett värmeverk ger inte upphov till mer än marginellt mer koldioxid än om trädet förmultnar i skogen. Koldioxiden tas sedan upp igen om man planterar ny skog efter det att avverkning ägt rum. Förnybara biobränslen står idag för 25 % av Sveriges totala energiförsörjning (Svenska bioenergiföreningen, 2007). Biobränsle är särskilt lämpligt att förbränna i värmelanläggningar. 60 % av fjärrvärmen i Sverige framställs med hjälp av biobränsle (SNF, 2007).

Den aska som blir kvar efter förbränning av biobränslen innehåller många värdefulla näringsämnen inklusive baskatjoner¹. Näringsämnena är viktiga för skogens hälsa och tillväxt och baskatjonerna motverkar försurning av marken. Askan är därför en värdefull resurs. Skogsstyrelsen rekommenderar idag att aska återförs på platser där biobränsle tagits ut, för att undvika framtida utarmning av den svenska skogsmarken. Askan blir då en del av ett kretslopp.

Återföring av biobränsleaska till skogsmarker ökar i omfattning men verksamheten i Norrland är fortfarande begränsad. 2006 spreds 15 000 ton aska i svensk skogsmark (Emilsson, 2006). Att återföra aska till skogsmark ger olika effekter beroende på vilken typ av mark och växtlighet det är på platsen dit askan förs. Förutsättningarna varierar geografiskt. I södra Sverige har man kommit ganska långt med askåterföring som ett viktigt medel att motverka försurning, då försurningsproblemen särskilt på Västkusten fortfarande är stora. Majoriteten av markerna där är också lämpliga att återföra aska på, då de relativt goda näringsförhållandena gör att askåterföring kan ge en tillväxtökning hos gran och tall. I Norrland har försöken med askåterföring varit färre och nyttan med att återföra aska på marker med lägre bördighet och försurningsgrad har diskuterats, då askåterföring på svaga marker kan ge en minskning av tillväxten.

I Jämtland tas relativt mycket GROT ut från avverkningar men ännu har askåterföring inte prövats. Berggrunden i Jämtland innehåller mycket kalcium men också höga halter av många tungmetaller (SGU,

2005). Kalcium neutraliserar försurande ämnen vilket är positivt då många djur och växter tar skada i en alltför sur miljö. Försurningsproblemen i Jämtland är mindre än i många andra områden i Sverige tack vare kalkberggrunden, samt ett mindre nedfall av kväve och svavel än i södra Sverige (Miljömålsportalen, 2007).

Vitringsprocesser i marken gör dock att tungmetaller frigörs från berggrunden. I delar av Jämtlands län består berggrunden av bergarter som innehåller betydligt mer tungmetaller och arsenik än på andra håll i Sverige. Detta har ingenting med mänsklig påverkan att göra utan beror på berggrunden. I marken blir metallerna tillgängliga för växterna.

Metaller såsom arsenik och bly som trädet tar upp samlas till största delen i rötterna. I de ovanjordiska delarna ansamlas tungmetaller främst i grenarna, barren och barken (Karlton, 2007). Om grenar och toppar lämnas kvar på hygget efter avverkning återgår näringen och tungmetallerna till marken. Tas avverkningsresterna istället ut som biobränsle hamnar de så småningom i askan, och ett nettouttag av näringsämnen och metaller görs om askan inte återförs till skogen.

Enligt Skogsstyrelsens rekommendationer bör mängden tungmetaller som återförs till ett hygge via aska inte vara större än vad som tagits ut via GROT vid avverkningen (Skogsstyrelsen, 2001). Om GROT förbränns och askan återförs till samma skogsområde eller annan mark med liknande betingelser där GROT tagits ut, blir det ingen nettotillförsel av tungmetaller till marken. Sprids istället aska från tungmetallrika områden i mindre metallrika, sker en nettotillförsel av de skadliga ämnena till marken. Skogsstyrelsen har för att undvika detta satt upp riktvärden för hur mycket tungmetaller aska får innehålla, samt maximerat hur mycket aska som får spridas på ett hygge per omloppstid till 3 ton ha⁻¹. Dessa värden är beräknade så att skogsmarker med normala närings- och tungmetallhalter inte ska få ett nettotillskott av tungmetaller. I avvikande marker, såsom i delar av Jämtland, är det dock inte säkert att dessa värden är applicerbara.

Hypotesen i denna uppsats är att dessa värden kan behöva differentieras och göras områdesspecifika då träden tar upp mer tungmetaller på marker med höga bakgrundsvärden. När tungmetallerna efter förbränning går över i askan kan de gränsvärden som Skogsstyrelsen satt upp överskridas. Därmed måste aska läggas på deponi, aska som istället skulle kunna spridas i skogsmark utan nettotillförsel av tungmetaller till skogen.

¹ Basiska positiva joner: Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, Na⁺

Arsenik, som är en halvmetall, är ett särskilt problem i sammanhanget eftersom dess egenskaper liknar de hos fosfor, ett näringsämne som träden aktivt tar upp ur marken (SGU, 2005). I områden med höga arsenikhalter i marken tar träden delvis upp arsenik istället för fosfor. Det gör att trädens innehåll av arsenik på sådana marker kan vara högt. Förutom arsenik finns det även problem med för höga kromvärden i askan från Östersunds kraftvärmeverk.

1.2 Syfte

Det övergripande syftet med detta examensarbete är att undersöka förhållandena för askåterföring i Jämtlands län utifrån markkemi och tungmetallinnehåll i mark och GROT. Delmålen är

- att göra en översiktlig studie över de jämtländska skogsmarkernas lämplighet för askåterföring
- att undersöka hur askåterföring påverkar uppfyllandet av de svenska miljökvalitetsmålen
- att undersöka om GROT från områden med höga tungmetallhalter i marken innehåller mer tungmetaller än den GROT som Skogsstyrelsen baserat sina gränsvärden på.

1.3 Disposition

Uppsatsen börjar med en bakgrundsbeskrivning innefattande fakta om biobränsleaska, möjligheter och risker med askåterföring, tungmetallinnehåll i moränjordarna i Jämtland samt en genomgång av vilka regler som gäller vid askåterföring. Sedan presenteras resultaten av undersökningen av tungmetaller i GROT. Lämpliga marker för askåterföring i Jämtland diskuteras och slutligen dras slutsatser utifrån resultaten.

1.4 Avgränsningar

- Ämnesområde: Askåterföring diskuteras i uppsatsen utifrån näringsstatus i skogen, pH, jordart och klimat.
- Rumslig avgränsning: Studien gäller Jämtlands län och då främst de områden i Jämtland där GROT tas ut och transporteras till kraftvärmeverket i Östersund.
- De tungmetaller och halvmetaller som undersöks i uppsatsen är arsenik, krom, bly, nickel, koppar, zink, kvicksilver och kadmi-um. För dessa finns gränsvärden i aska uppsatta av Skogsstyrelsen. Skogsstyrelsen har även gränsvärden för vanadin och bor, men då dessa två ämnen inte gick att analysera tillsammans med övriga ämnen utan krävde en separat analys uteslöts de ur studien, då de andra ämnena ansågs viktigast.

2 BAKGRUND

2.1 BIOBRÄNSLEASKA

SAMMANFATTNING AV AVSNITTET

Efter avverkning får GROTen ligga kvar en tid på hygget för att torka och barra av. Sedan hämtas GROTen och körs till ett värmeverk. Ett normalår producerar kraftvärmeverket i Östersund 200 GWh el och 590 GWh fjärrvärme. Förbränningen ger upphov till 7000 ton flygaska. Som medelvärde brukar man räkna med en askhalt på 1-2 % i skogsbränslen.

Stabiliserad aska består främst av olika salter. Askan är basisk, pH-värdet ligger oftast mellan 9 och 13. Härdning av aska går vanligtvis till så att den uppblötta askan får ligga utomhus 3-5 månader och reagera med luftens koldioxid. Askan blir efter härdning mer stabil och lämplig att sprida i skogsmark. Den vanligaste formen av härdad aska är krossaska.

Alternativa användningsområden för biobränsleaska är som gödselmedel för energiskog och som fyllnadsmaterial i vägar. Bottenaskor från CFB-pannor sprids sällan i skogsmark eftersom denna typ av aska mest består av bäddmaterial, dvs. sand.



Fig. 1. Jämtkrafts kraftvärmeverk i Lugnvik, Östersund.

2.1.1 Från bibränsle till energi och aska

Efter avverkning får GROTen ligga kvar ett tag på hygget för att torka och barra av. Hur lång tid varierar, men det är önskvärt att den får ligga så pass länge att barren ramlat av, eftersom det mesta av näringen finns där och då askhalten är hög i barren. Ibland buntas GROTen ihop i ombundna fång. Efter en tid hämtas GROTen och körs till ett värmeverk. Jämtkrafts kraftvärmeverk i Lugnvik i Östersund har en CFB-panna (Cirkulerande fluidiserad bädd) med en eldstadstemperatur på 850 °C. Bränsleblandningen varierar lite, förutom GROT förbränns även torv, bark, biprodukter från sågverk och periodvis returträ (ej impregnerat). Bränsleblandningen anpassas så att fukthalt, svavelhalt och andra egenskaper ger en god förbränning i pannan. Tillgång på bränsle spelar också in. Det nya kraftvärmeverket togs i drift i december 2002. Ett normalår producerar kraftvärmeverket ca 200 GWh el och 590 GWh fjärrvärme. Under ett år produceras ca 7000 ton flygaska, i bevattnat skick 9000 ton. Dessutom produceras ca 6000 ton bottenaska, vilken till största delen består av bäddmaterial dvs. sand. Askan läggs idag på deponi på Gräfsåsens avfallsanläggning utanför Östersund. Det borde dock finnas potential att använda flygaskan till nyttigare ändamål än deponi. Jämtkrafts ambition är att återföra askan till skogsmark.

2.1.2 Biobränsleaskans beståndsdelar

Askhalten varierar mellan olika skogsbränslen och olika fraktioner. Stamved har en askhalt på ca 0,4-0,6 %, stambark 2-5 %, grenverk 1-2 % och barr samt gren- och toppskott 2-6 %. Som medelvärde brukar man räkna med en askhalt på 1-2 % i skogsbränslen. Dessa värden baseras på bränslets torrs substans, TS (Emilsson, 2006). Askhalten är viktig att veta för att kunna beräkna innehållet av olika ämnen i askan.

Stabiliserad aska består främst av olika oxider, hydroxider, sulfater, klorider, silikater och karbonater av baskatjoner och spårämnen, främst kalcium, kalium och kisel. I lösaska dominerar oxider. Stabiliserad aska domineras istället av karbonater, som är mer svårslösliga. Totalt består vedaskan av 10-30 % kalcium, ca 2 % vardera av kalium och magnesium och 1 % av fosfor.

Skogsstyrelsen rekommenderar att aska som sprids i skogsmark ska innehålla minst 12,5 % kalcium, 1,5 % magnesium, 3 % kalium, 0,7 % fosfor och 0,05 % zink. Halten oförbränt kol bör vara max ca 2-3 %. Halten oförbränt kan gå upp mot 10 %, men då uppstår ofta problem vid härdningen av askan (Emilsson, 2006). Energiuttaget vid förbränning blir förstås även mindre då.

pH-värdet i askan ligger oftast mellan 9 och 13. Man räknar med att välförbränd aska har en kalkverkan på 50 % av den hos ren kalksten, ibland även mer än så. För att få samma pH-höjande effekt av vedaska som av kalksten på skogsmark ska man alltså sprida dubbelt så mycket aska som kalk (Emilsson, 2006).

Kraftvärmeverket i Östersund har löpande analyserat tungmetallinnehållet i flygaskan. Koncentrationerna av krom och arsenik varierar starkt, krom inom ramen 100-160 ppm och arsenik inom ramen 25-65 ppm.

2.1.3 Hantering och spridning av biobränsleaska

Härdning av aska går vanligtvis till så att den uppblötta askan får ligga utomhus 3-5 månader och reagera med luftens koldioxid, tills askans oxider övergått i karbonater.



Fig. 2. Krossaska. Foto: Anja Lomander, Skogsstyrelsen.

Sommartid kan härdningen gå fortare om askan är väl förbränd och kompakterad. Vintertid kan härdningstiden behöva utökas p.g.a. att härdningen försvåras när det är kallt. Före härdning är askan mycket reaktiv och liknar lut till egenskaperna. Produkten blir efter härdning mer stabil och lämplig att sprida i skogsmark.

Askan består efter härdning av hårda klumpar som måste krossas och sorteras. Slutprodukten blir krossaska, den vanligaste formen av stabiliserad aska. Krossaska går att sprida i skogsmark med samma utrustning som man sprider kalk med, vanligtvis ombyggda skotare eller traktorer med spridningsaggregat. Den härdade askan kan också granuleras eller pelleteras.



Fig. 3. Spridningsaggregat för aska. Foto: Anja Lomander, Skogsstyrelsen

Den kemiska sammansättningen i askan är generellt viktigare än stabiliseringsmetoden. Det är dock stor skillnad mellan stabiliserade askor och icke-stabiliserade askor (lösaskor). Stabiliserade askor tar betydligt längre tid att lösa upp, och effekterna på bl.a. markens pH-värde blir betydligt mindre. Askor som är valspelleterade har uppvisat långsam upplösning i laboratorieförsök, men verkar lösas upp lika snabbt i fält som andra asktyper (Westling & Kronnäs, 2006).

Bottenaskor från CFB-pannor sprids sällan i skogsmark eftersom denna typ av aska till största delen består av bäddmaterial, dvs. sand. Flygaskan har däremot ofta bra egenskaper för spridning, är enhetlig och väl förbränd (Emilsson, 2006).

2.1.4 Alternativa användningsområden

Förutom att återföra askan till skogsmark används aska också på andra sätt. Andra användningsområden där aska kommer till nytta och har passande egenskaper är som gödselmedel för energiskog för att öka trädproduktionen, och som fyllnadsmaterial och tätskikt i vägar, markytor och deponier.

2.2 MÖJLIGHETER MED ASKÅTERFÖRING

SAMMANFATTNING AV AVSNITTET

Försurning orsakas till största delen av nedfall av svavel och kväve från industrier och förbränning. Skörd av biomassa försurar också marken och kan göra att försurningsprocesser påskyndas. Stabiliserad biobränsleaska är basisk och lämplig för att motverka försurningsproblem i skogsmark. Askåterföring bidrar i stor utsträckning till att kretsloppet i skogsbruket sluts.

Aska kan ge viss tillväxtökning hos gran och tall, särskilt på torvmark eftersom askan innehåller näringsämnen fosfor och kalium som träden har brist på. pH-ökningen kan också göra att mikroorganismerna i marken trivs bättre, vilket gynnar träden.

2.2.1 Minskad surhetsgrad i marken

Ett av de viktigaste skälen för att återföra vedaska efter GROT-uttag är att motverka mark- och ytvattenförsurning. Skörd av biomassa försurar marken (Energimyndigheten, 2006). Detta beror på att träden tar upp mer katjoner (positiva joner) än anjoner (negativa joner) från marken. För att behålla sin jonbalans avger träden samtidigt vätejoner, som är försurande. Vid bortförsel av biomassan följer de nyttiga katjonerna med istället för att återgå till marken vid förmultning.

Vissa barrträd, särskilt gran, tar upp mer katjoner och då särskilt baskatjoner (kalcium, magnesium, och kalium), än de behöver. Därför sägs gran "försura marken" mer än t.ex. lövträd (Brandtberg & Simonsen, 2005). Barrträd växer också snabbare vilket förstärker effekten (Olsson, 2007).

Försurning p.g.a. nedfall av svavel och kväve är också ett problem särskilt i sydvästra Sverige. När svavel- och kväveoxider reagerar med vatten bildas svavelsyra resp. salpetersyra som bägge är starka syror. Tack vare mindre utsläpp samt åtgärder i form av bl.a. kalkning har försurningsproblemen minskat i Sverige de senaste åren.

Färsk vedaska är starkt basisk, är mycket reaktiv och domineras av oxider. Vid tillsats av vatten reagerar oxiderna och övergår till hydroxider och sedan till karbonater. Askan blir då betydligt mindre reaktiv och får bättre lämpade egenskaper för spridning i skogen, men är fortfarande basisk och lämplig för att motverka försurning (Energimyndigheten, 2006).

2.2.2 Kretsloppsanpassat skogsbruk- återföring av näringsämnena

Ett annat viktigt skäl för askåterföring är att kretsloppsanpassa skogsbruket. Helträdsuttag innebär ett större näringsuttag än endast stamuttag. För att kunna fortsätta ta ut GROT från svensk skogsmark måste aska återföras, annars utarmas marken på sikt, enligt Skogsstyrelsen (Skogsstyrelsen, 2007a). Askåterföring innebär också en reducerad deponering av material som kan vara till nytta i skogsmark.

2.2.3 Tillväxtökning på fastmark²

Askåterföring kan ge en viss tillväxtökning på bördig fastmark, i storleksordningen 5-15 %. Kväve är det näringsämne som oftast begränsar tillväxten hos gran och tall i Sverige. Mängden kväve i marken är alltså viktig för skogsproduktionen. Vedaska innehåller inget kväve då det avgår som kväveoxider (NO_x) vid förbränning. Ökad stamtillväxt på mineraljord efter asktillförsel, utan tillsats av kväve är därför sällsynt (Jacobson, 2003; Saarsalmi et al, 2004; Arvidsson, 2001). Ökad tillväxt hos gran har dock uppmätts efter askåterföring, och det beror sannolikt på att trädens fosforstatus förbättras (Thelin, G., ATL 8 apr 2006).

Aska höjer också pH och ökar därmed nedbrytningen i marken, eftersom mikroorganismerna trivs bättre. På det viset frigörs kväve som träden kan ta upp. Kol/kväve-kvoten (C/N), d.v.s. förhållandet mellan mängden kol och kväve i humuslagret, används som mått på tillgången på kväve. Detta mått ger indikatio-

² D.v.s. mineraljord, i motsats till torvmark

ner på om en pH-höjning kan leda till ökad kvävetillgång och trädutväxt, eller minskad kvävetillgång och nedsatt tillväxt.

Är kol/kväve-kvoten avsevärt lägre än 30 (vilket indikerar bördig mark) kan en kortsiktig tillväxtökning väntas efter askspredning på fastmark. Är kvoten istället väl över 30 (vilket betyder mindre bördig mark) kan utfallet bli en svag tillväxtminskning efter askåterföring. Vid en kol/kväve-kvot runt 30 kan inga effekter alls väntas (Nohrstedt, 2001; Energimyndigheten, 2006; Jacobson, 2003).

Om värdet på kol/kväve-kvoten översätts till ståndortsindex, som är ett mer praktiskt tillämpbart sätt att mäta bördighet, hamnar gränsvärdet kring ett ståndortsindex på 24-25. På bördiga marker med högre ståndortsindex än så kan alltså svaga tillväxtökningar väntas efter askåterföring. På svaga marker kan kvävegödsling behöva komplettera askspredning (Nohrstedt, 2001; Energimyndigheten, 2006). Ståndortsindex anger den höjd i meter som de grövsta träden antas kunna uppnå vid 100 års ålder. Ståndortsindex för gran anges med ett G, t.ex. G22 för ståndortsindex 22. Ståndortsindex för tall anges istället med T.

2.2.4 Tillväxtökning på torvmark

På torvmarker är det fosfor och kalium istället för kväve som begränsar tillväxten hos träd. Vedaska innehåller båda dessa ämnen. Därför kan aska medföra en tydligt märkbar tillväxtökning på torvmark. På torvmarker är kvävetillgången sällan något problem.

På torvmarker med undervegetation av lingon och blåbär samt lågstarr blir effekten av askspredning som störst, eftersom vegetationen indikerar att kvävetillgången är tillräcklig för att medge tillväxtökning, när de begränsande ämnena fosfor och kalium tillsätts. Hade kalium- och fosfortillgången varit större hade örter och gräs dominerat och asktillförsel på sådan mark ger mindre tillväxtökning än på mindre bördiga torvmarker (Hånell, 2004). Att sprida askan på torvmark kan alltså ur produktivitetssynpunkt ge större effekt än spridning på fastmark, om lämpliga torvmarker väljs ut.

2.3 RISKER MED ASKÅTERFÖRING

SAMMANFATTNING AV AVSNITTET

Askåterföring kan orsaka en initial tillväxtminskning på svaga marker då tillgången på kväve i marken minskar. Det är samma mekanismer som sker i marken som när kalk sprids. Dessa reduktioner i tillväxt kan undvikas om väl stabiliserad aska används, eventuellt tillsammans med kvävegödsling. På riktigt bördiga marker finns risk för ökad koldioxidavgång. Sådana marker är det få av i Jämtland.

Skador på mark kan uppstå vid askåterföring om körning sker på marker med dålig bärighet. Blåstringsskador på träd kan uppstå om askan består av stora partiklar och om spridningsaggregatet slungas iväg askan med mycket hög fart.

2.3.1 Tillväxtminskning på fastmark

Tillväxtminskningar på ca 10 % har noterats på svaga marker efter asktillförsel. Det finns flera teorier om vad som orsakar detta men den mest vedertagna är att tillgången på oorganiskt kväve i marken minskar p.g.a. att den mikrobiella biomassan (bakterier och svampar) växer till när näringsämnena i askan tillförs (Johansson et al, 1999). Det oorganiska kvävet blir då del av dessa organismer istället för att vara tillgängligt för träden. När organismerna dör frigörs kvävet igen.

En annan teori är att växttillgängligheten för vissa näringsämnen som bor minskar till följd av pH-ökningen som askan orsakar. Kvoten Ca/K kan också förskjutas på ett för träden ofördelaktigt sätt. En annan förklaring är att mykorrhizan³ påverkas negativt, så att näringsupptaget hos träden minskar (Johansson et al, 1999). Kvävet i marken kan också avgå som ammoniak. Även fast pH ökar i marken så att nedbrytningen ökar, kommer det inte träden tillgodo (Jacobson, 1997). Istället förskjuts jämvikten mellan ammoniumjoner (NH_4^+) och ammoniak (NH_3) av pH-ökningen så att mer ammoniak bildas. Ammoniumjonerna är bundna till markpartiklarna, medan ammoniak är lättflyktigt (Persson, 1998). Därmed finns en risk att kvävet förutom att bindas upp i mikroberna även avgår som ammoniak.

Tillväxtökningar på svagare mark har även noterats, efter att den initiala nedgången i tillväxt är över (Johansson et al, 1999). Väl stabiliserad aska ger upphov till mindre och långsammare näringsförändringar och pH-ökningar, och risken för tillväxtminskning blir

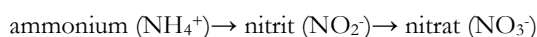
³ Mykorrhiza= de svamparter som lever på växternas rötter, viktiga för deras näringsupptag.

därför mindre vid användning av stabiliserad aska. Tillväxtminskning kan även fås efter kalkning på mindre bördig skogsmark, eftersom det till stor del är samma mekanismer som sker i marken efter kalkning som efter askåterföring. Tillväxtminskning på svaga marker kan undvikas helt om askåterföringen kompletteras med kvävegödsling. Det är då viktigt att askan är väl stabiliserad så att inte en snabb höjning av pH-värdet gör att kvävet avgår som ammoniak.

Hur askåterföring påverkar tillväxten hos träd på olika ståndorter har varit föremål för en hel del diskussioner och forskning de senaste åren. Forskningsresultaten är inte helt entydiga och vidare forskning kan förhoppningsvis räta ut en del frågetecken kring ämnet.

2.3.2 Ökad kväeutlakning

Det finns en risk att nitrifikationsprocesser stimuleras vid ökat pH-värde i marken till följd av spridning av aska, det kan leda till kväeutlakning:



När pH ökar gynnas markens mikroorganismer. Finns det då gott om syre och kväve i marken omvandlar mikroorganismerna ammoniumjoner till nitratjoner. Mikroorganismerna utviner energi på detta sätt. Både ammonium och nitrat är former av kväve som växterna gärna tar upp. Bildas nitraten i snabbare takt än växterna kan ta upp kan det däremot uppstå problem. Nitratjonerna (NO_3^-) är negativt laddade till skillnad från de positivt laddade ammoniumjonerna (NH_4^+). Markpartiklar är övervägande negativt laddade och nitraten stöts därför bort från partiklarna, i motsats till ammoniumjonerna som attraheras till markpartiklarna. Nitraten lakas därmed lättare ut.

När nitraten följer med markvattnet kan det leda till markförurning och övergödning av sjöar och vattendrag. Risken för kväeutlakning är som störst på färskt hyggen på bördiga jordar och i områden med stort kvävenedfall, där det finns mycket kväve i jorden och lite vegetation som fångar upp nitraten (Zetterberg et al, 2006). I Jämtland finns få marker där det finns risk för ökad nitrifikation, då kvävenedfallet är litet och bördigheten jämförelsevis låg (Sveriges nationalatlas, 2007).

2.3.3 Ökade utsläpp av växthusgaser

Förändrat pH i marken kan även påverka aktiviteten hos mikroorganismer som producerar och konsumerar växthusgaser såsom koldioxid (CO_2), metan (CH_4) och lustgas (N_2O) (Maljanen et al, 2006; Sikström, 2006). Lustgas är en ca 300 gånger starkare växthusgas än koldioxid. Ett kg lustgas påverkar alltså klimatet lika mycket som 300 kg koldioxid. Metan är 23 gånger starkare som växthusgas än koldioxid. Dikade skogsmarker i Sverige läcker dessa gaser i proportionerna 88 % koldioxid, 1 % metan och 11 % lustgas (Ernfors et al, 2005).

Asktillförsel stimulerar nedbrytning och koldioxidavgång på kväverika fastmarker (kol/kväve-kvot mindre än 25), men effekten verkar vara försumbar på kvävefattig mark i norra Sverige, med doser granulerad aska på upp till 6 ton ha^{-1} (Energimyndigheten, 2006). Risk för ökad koldioxidavgång finns alltså främst på mycket bördiga marker.

Dikade skogsmarker med högt organiskt innehåll är stora potentiella källor för lustgas. Lustgas kan bildas både som biprodukt vid nitrifikation (ammoniak \rightarrow nitrat) och som slutprodukt vid denitrifikation (nitrat \rightarrow kvävgas + lustgas). Denitrifikation kräver syrgasfria miljöer men även nitrat som bildas under inverkan av syre. Denitrifikation sker därför ofta i övergångszoner mellan syresatta och syrefria lager i marken. Ju mer kväve i marken desto större är risken för lustgasutsläpp.

Metan bildas vid anaerob nedbrytning av organiskt material. Det är alltså större risk för metanutsläpp på marker med hög grundvattennivå, eftersom det lättare uppstår syrebrist i marken där (von Arnold, 2004). Ökade utsläpp av växthusgaser efter askåterföring i Jämtland bör inte vara något problem så länge askan inte sprids på dåligt dränerade marker.

2.3.4 Mekaniska skador vid spridning

Mekaniska skador på mark kan uppkomma vid körning på marker med dålig bärighet, främst vid tjällossning eller hög nederbörd. Blåstringsskador kan uppstå på träd närmast stickvägen vid spridning från traktor eller skotare, särskilt under savningsperioden. Störst risk för blåstringsskador finns vid spridning av granulerad eller pelleterad aska som slungas iväg långt, och vid spridning av krossaska blandad med kalk. Blåstringsskador kan undvikas genom att minska spridningsbredden på aggregatet så att askan inte skjuts iväg med så stor hastighet, samt att eventuellt sprida välstabiliserad aska på hyggen istället.

2.4 BIOBRÄNSLEUTTAG OCH ASKÅTERFÖRING I JURIDISKA SAMMANHANG

2.4.1 Skogsstyrelsens rekommendationer

Skogsstyrelsens ambition är att aska från och med år 2010 ska återföras till 100 % av den areal där GROT tas ut. Idag återförs aska till ca 20 % av arealen (Skogsstyrelsen, 2007b). För att undvika oönskade effekter av askåterföring på mark, vatten och biota har Skogsstyrelsen sammanställt riktlinjer kring askåterföring. Dessa nu gällande rekommendationer återges i Bilaga 7 (Skogsstyrelsen, 2001). I tabell 1 finns Skogsstyrelsens rekommenderade minimi- och maximihalter av näringsämnen respektive farliga ämnen i askprodukter. Skogsstyrelsen håller just nu på att revidera sina rekommendationer.

| Tabell 1. Rekommenderade minimi- och maximihalter av ämnen i askprodukter avsedda för spridning till skogsmark. PAH = Polycykliska aromatiska kolväten. (Skogsstyrelsen, 2001) | | |
|--|------------|--------|
| Substanser | Riktvärden | |
| | Lägsta | Högsta |
| Makronäringsämnen, g kg⁻¹ TS (torrsubstans) | | |
| Kalcium | 125 | |
| Magnesium | 20 | |
| Kalium | 30 | |
| Fosfor | 10 | |
| Spårämnen, ppm (=mg kg⁻¹) TS | | |
| Bor | | 500 |
| Koppar | | 400 |
| Zink | 1000 | 7000 |
| Arsenik | | 30 |
| Bly | | 300 |
| Kadmium | | 30 |
| Krom | | 100 |
| Kviksilver | | 3 |
| Nickel | | 70 |
| Vanadin | | 70 |
| Organiska miljögifter, ppm TS | | |
| SUMMA PAH | | 2 |

2.4.1.1 Hur rekommendationerna tagits fram

Undersökningarna som askgränsvärdena baseras på har gjorts på olika platser i landet av forskare. Potentiella koncentrationer i ren träbränsleaska har utifrån de analyserade träddelarna beräknats genom skattade askhalter i olika trädfraktioner (Räkneexempel 1).

Askhalterna har genom erfarenhet visat sig vara väl korrelerade med Ca-innehåll för gran, och detta samband har Skogsstyrelsen använt för att beräkna typiska askhalter i olika trädfraktioner. För varje träddelsfraktion har tre askhalter beräknats, en hög, en medel och en låg. Sedan har medianvärdet för olika element beräknats för de tre askhalterna och 5 % - och 95 % - percentilen för medelaskhalten.

Koncentrationer i barr och fraktioner av tall har givits mindre vikt än övriga granfraktioner vid framtagning av askgränsvärdena. Beräknade värden har sedan jämförts med analysvärden för verkliga träbränsleaskor, för att få rimliga gränsvärden.

Räkneexempel 1:

Om medianhalten arsenik i grangrenar i Sverige är 0,08 ppm (=mg kg⁻¹), och askhalten i grangrenar beräknas till 1 %, blir den beräknade arsenikhalten i aska 0,08/0,01=8,0 ppm i aska.

Om askhalten är 1 % blir koncentrationen i askan 100 ggr högre än i trädbränslet. Är askhalten 0,1 % blir koncentrationen i askan 1000 ggr högre än i trädbränslet, osv. Askhalten är högst i barr, ca 2-6 %, och lägst i stamved, ca 0,5 %.

2.4.2 Lagrum som reglerar askåterföring

Skogsvårdslagen (1979:429) reglerar anläggning och avverkning av skog samt natur- och kulturmiljövård i skogen. Hela Skogsvårdslagen som ramverk till skogsskötsel är tillämplig på askåterföring. Ingen paragraf reglerar dock askåterföring specifikt. I Skogsstyrelsens föreskrifter och allmänna råd till skogsvårdslagen, dvs. det dokument som preciserar vissa av paragraferna, står däremot att läsa i föreskrifterna till 30 §:

”Vid avverkning skall näringsläckage till sjöar och vattendrag begränsas. När skogsgödsling, skogsmarkskalkning och vitaliseringsgödsling utförs, skall det ske så att skador på miljön undviks eller begränsas. När trüddelar utöver stamvirket tas ut ur skogen, skall det ske så att skador inte uppstår på skogsmarkens långsiktiga näringsbalans.”

Kompletterande till Skogsvårdslagen finns Skogsvårdsförordningen (1993:1096) och ett antal specifika förordningar, samt Skogsstyrelsens föreskrifter. En lag beslutas av riksdagen, en förordning beslutas istället av regeringen och är mer detaljerad. Föreskrifter beslutas av myndigheter efter bemyndigande från regeringen.

Miljöbalken (1998:808) är också tillämplig som ramlag för miljöhänsyn. De allmänna hänsynsreglerna i 2:a kapitlet gäller vid askåterföring, vilket bl.a. omfattar att bästa tillgängliga teknik ska användas samt att verksamhetsutövaren ska tillgodogöra sig den kunskap som krävs och vidta försiktighet.

Om en åtgärd eller verksamhet väsentligt kan komma att ändra naturmiljön måste samråd hållas enligt 12 kap. 6 § Miljöbalken. Skogsgödsling och askåterföring anses alltid ändra naturmiljön och kräver därför samråd. Även avverkning och uttag av skogsbränsle ska anmälas till Skogsstyrelsen. Markägaren är alltid ansvarig för att samråd görs, men ofta sköts detta av verksamhetsutövaren, t.ex. företaget som åtagit sig att sprida askan. Samrådet går till så att en skriftlig anmälan med karta skickas in till Skogsstyrelsen. I anmälan ska framgå vilken åtgärd som ska genomföras och hur man ska gå tillväga för att minska risken för skador i naturmiljön. Verksamheten får påbörjas tidigast sex veckor efter att anmälan gjorts. Om anpassningarna till naturmiljön inte är tillräckliga ska synpunkter från Länsstyrelsen inhämtas. Skogsstyrelsen kan sedan förelägga markägaren att göra vissa åtgärder eller förbjuda åtgärden helt. I övriga fall lämnas ett godkännande till markägaren.

Vid risk för förorening av ytvatten eller grundvatten omfattas askåterföring av reglerna om miljöfarlig verksamhet i 9:e kapitlet i Miljöbalken.

Eftersom aska betraktas som avfall i svensk lagstiftning omfattas hantering och lagring av aska även av reglerna i 15:e kapitlet i Miljöbalken, och av Avfallsförordningen (2001:1063). Flygaska från förbränning av torv och obehandlat trä räknas inte som farligt avfall. Flygaska från samförbränning som innehåller farliga ämnen klassas däremot som farligt avfall.

2.5 TUNGMETALLINNEHÅLL I FINJORD

SAMMANFATTNING AV AVSNITTET

Till tungmetaller brukar man räkna de metaller vars densitet överstiger 5 g cm⁻³. Hit hör bl.a. bly, kadmium, koppar och krom. Arsenik är dock en halvmetall. I Jämtland finner man Sveriges största sammanhängande område av förhöjda arsenikvärden i marken, undantaget malmfälten i Västerbotten. Det är främst runt Storsjön samt i de nordöstra och nordvästra delarna av Jämtlands län som markerna innehåller höga nivåer As. Områdena med förhöjda arseniknivåer sammanfaller till stor del med jordarten lerig morän/moränlera.

Även blyvärdena är förhöjda i Jämtlands län, och sammanfaller till stor del med arsenikförekomsterna. Fjällkedjan innehåller mycket krom, vilket beror på berggrundsmaterialet i Kaledoniderna. Även koppar och nickel finns i stora mängder i den jämtländska marken. Liksom för de övriga ämnena beror detta inte på föreningar utan på att berggrunden innehåller högre halter än på andra håll. Ämnena frigörs när berggrunden mycket långsamt vittrar.

Till tungmetaller brukar man räkna de metaller vars densitet överstiger 5 g cm⁻³. Hit hör bly, kadmium, kobolt, koppar, krom, kvicksilver, nickel, tenn, vanadin och zink (Naturvårdsverket, 2006).

Biotoxiska effekter utifrån asktillförsel till skogsmark kan delas in i två kategorier: primära och sekundära. De primära effekterna kommer av utlakning av befintliga toxiska ämnen i askan. Kadmium är det besvärligaste ämnet utifrån det perspektivet, eftersom det lätt lakas ut och lätt tas upp av växterna. Kadmium är också det ämne på vilket det forskats mest (Hansen et al, 2001; Nieminen et al, 2005; Pasanen et al, 2001; Pedersen, 2003; Perkiömäki & Fritze, 2005). De sekundära effekterna uppkommer då askans pH-höjande effekt gör att vissa joner, t.ex. As, lakas ut från marken och följer med markvattnet (Aronsson & Ekelund, 2004).

2.5.1 Om kartorna

Tungmetallkartorna är framtagna av Kaj Lax vid Enheten för miljö och geokemi vid SGU (Sveriges geologiska undersökning) i Uppsala. Kartorna visar kungsvattenlösliga (tre volymsdelar koncentrerad saltsyra och en volymsdel koncentrerad salpetersyra) halter i moräners finfraktion, <0,063 mm. Proven är tagna i C-horisonten på djupet 0,6-1,0 m. Lakning med kungsvatten ger ett värde någorlunda nära totalhalt (=100 %) utom för bly. Visst bly är bundet i sådana silikatmineral som inte lakas av starka syror.

Vissa områden i Sverige är inte undersökta. Dessa omfattar Öland, Gotland, delar av Uppland, Värmland, västra Dalarna och fjällkedjan norr om Jämtland.

2.5.2 Arsenik i Jämtland

Arsenik (As) brukar räknas till de miljöfarliga tungmetallerna, trots att den egentligen är en halvmetall. Alla arsenikföreningar är giftiga, men de enkla oorganiska föreningarna är giftigast. Arsenik förekommer naturligt i berggrunden. Det viktigaste arsenikförande mineralet är arsenikkis (FeAsS) (SGU, 2005).

Arsenik förekommer geokemiskt i sulfidform, och höga halter av arsenik är ofta kopplade till förekomst av den sedimentära bergarten alunskiffer i berggrunden. Så är fallet i Jämtland (SLU Miljödata, 2007). Denna form av arsenik är mindre giftig än andra former. Arseniks biogeokemiska egenskaper liknar de hos fosfor (SGU, 2005). Det är därför mycket möjligt att träden tar upp en del arsenik istället för fosfor ur marken. En stor del av arseniken i marken binds (adsorberas) vanligen till lermineral och organiskt material. Därför kan koncentrationen i mark- och grundvatten vara låg, trots att det finns stora mängder arsenik i marken (SGU, 2005).

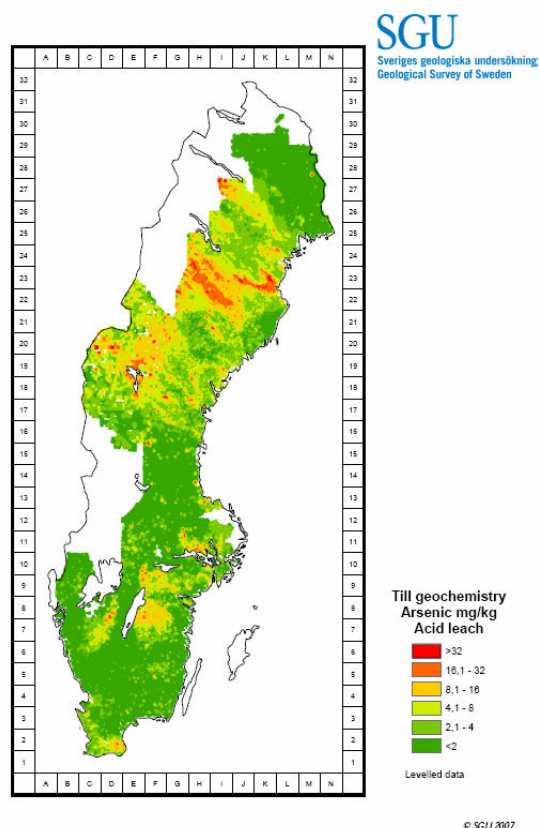


Fig. 4. Kungsvattenlöslig arsenik i moräners finfraktion (<0,063 mm) i Sverige, ppm. (Från SGUs markgeokemiska karta. © Sveriges geologiska undersökning (SGU). Medgivande: 30-1683/2007.)

Träden kan normalt allokera arsenik så att mer stannar i de underjordiska delarna och mindre tas upp i de ovanjordiska. Arsenik verkar dock inte påverka trädens funktion (Lax, 2007).

Geokemin hos arsenik styrs mycket av pH och oxidationsförhållanden. Arsenik förekommer vanligtvis med två olika oxidationstal: antingen som As(V) i arsenat (AsO_4^{3-}) vid syrgasrika förhållanden, eller som As(III) i arsenit (AsO_3^{3-}) vid reducerande förhållanden. Hur jonerna binds till markpartiklarna beror på vilken form av arsenik som är dominerande. Vid oxiderande förhållanden i sur eller neutral miljö är arsenik starkt adsorberad till markpartiklarna. Ökar pH över till över 8,5 frigörs arseniken och koncentrationen i lösning ökar kraftigt. As(III) lossnar lättare från markpartiklarna än As(V). Därför är det större risk för att arsenik löses ut under reducerande förhållanden. Arsenik är ofta bundet i järnföreningar, därför följs järnhalterna och arsenikhalterna i berggrunden vanligen åt (SGU, 2005). Arsenik har främst använts till impregneringsmedel för trä tillsammans med koppar och krom (s.k. CCA-medel). Användningen av arsenik i impregneringsmedel har dock minskat kraftigt de senaste åren (SGU, 2005).

Berggrunden i Jämtland innehåller i vissa områden höga halter arsenik och åkerjorden innehåller de högsta arsenikhalterna i landet. Även den jämtländska moränen innehåller stora mängder. Arsenikhalterna i sjöar och vattendrag i Jämtland är dock bland de lägsta i Sverige, $<0,14 \mu\text{g l}^{-1}$ i västra Jämtland och $0,14\text{--}0,22 \mu\text{g l}^{-1}$ i de östra delarna. Detta kan jämföras med t.ex. Uppland och Skåne som har $>0,45 \mu\text{g l}^{-1}$ i vattendragen (SLU Miljöanalys, 2007). Antalet bergborrade brunnar med förhöjda halter arsenik är också få i Jämtland (SGU, 2007a). Orsaken till att det inte är fler brunnar som är förorenade av arsenik är troligtvis att brunnarna ligger i områden där grundvattnet på intagsdjupet är opåverkat av alunskiffer. Vatten från berg eller morän med alunskiffer smakar så pass illa att man undviker att anlägga brunnar i sådana områden (SGU, 2007b).

Arsenikhalten i Sverige ligger vanligtvis på $<4 \text{ ppm}$ i moräners finfraktion. Halterna är förhöjda i några områden: sydöstra Skåne, inre Västergötland i trakterna av Skövde, Vätterns öst- och norrsida, norr om Mälaren, delar av Jämtland och i trakterna runt malmfälten i Västerbotten och Norrbotten. I delar av dessa områden innehåller marken mer än 16 ppm .

I Jämtland finner man Sveriges största sammanhängande område av förhöjda As-värden i marken undantaget malmfälten i Västerbotten. Det är främst runt Storsjön samt i de nordöstra och nordvästra delarna av Jämtlands län som markerna innehåller högre nivåer As.

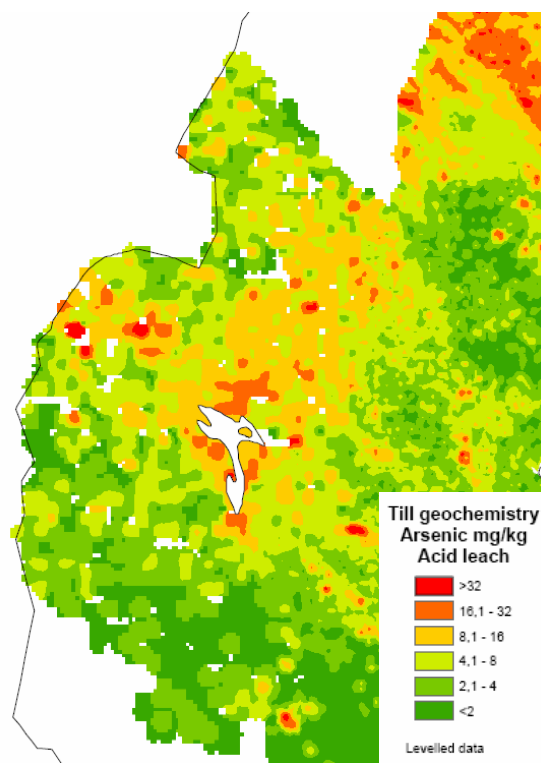


Fig. 5. Kungsvattenlöslig arsenik i moräners finfraktion ($<0,063 \text{ mm}$) i Jämtland, ppm. (Från SGUs markgeokemiska karta. © Sveriges geologiska undersökning (SGU). Medgivande: 30-1683/2007.)

2.5.2.1 Svagt förhöjda nivåer

Något högre nivåer av arsenik, $8\text{--}16 \text{ ppm}$ (ljusorange färg), finns i ett område runt Storsjön samt i nordöstra och nordvästra Jämtland (Figur 5):

- Från Brunflo längs Storsjöns öststrand ner mot Åsarna och Gillhov
- Bodsjö-Våle-Revsund
- Från Åsarna norrut längs Storsjöns väststrand över Oviken och västerut mot Bydalen
- Hallen nordväst mot Mattmar, Sällsjö och Järpen
- Storsjöns nordstrand via Offerdal upp mot Olden
- Olden västerut till Kall, Anjan och Häggsjön
- Rörvattnet i Hotagen
- Krokom upp mot Föllinge och Laxsjö och österut mot Riksväg 45
- Triangeln Östersund-Stugun-Hammerdal
- Längs riksväg 45 från Östersund via Strömsund till Flåsjöbygden
- Längs Ströms vattendal
- Frostviken-Björkvattnet-Jorm

2.5.2.2 Förhöjda nivåer

Medelhöga nivåer, 16-32 ppm (mörkorange färg), finns i mindre områden runt

- Brunflo-Lockne
- Fåker-Löfsåsen
- Svenstavik
- Månsåsen-Hallen
- Området mellan Nälden, Krokomb, Husås, Lundsjön, Landön och Ånge
- Trekilen-Lorås
- Kösjön öst om Ånnsjön
- Torrön norr om Kall
- Olden
- Skärvången
- Flykälen-Storåbränna
- Tåsjö
- Björkvattnet

2.5.2.3 Starkt förhöjda nivåer

Riktigt höga nivåer, >32 ppm (rött på kartan) finns i trakterna kring

- Stor-Rensjön mellan Medstugan och Anjan
- Häggsjön (nordväst om Duved)
- Kallsedet
- Gåxsjö-Ottsjön
- Rissna
- Bräcke

2.5.2.4 Normala nivåer

I Härjedalen i ett område avgränsat av byn Högvålen i väster, landskapsgränsen i söder och öster samt Hede i norr finner man de lägsta arseniknivåerna i Jämtlands län, <4 ppm.

I övriga delar av Jämtlands län (alltså främst de sydvästra och östra delarna) ligger nivåerna på 2-8 ppm (grön-ljusgrön färg) vilket är normalt jämfört med övriga Sverige.



Fig. 6. Jämtlands jordarter. (SGU, 2007d)

Områdena med förhöjda As-nivåer sammanfaller till stor del med jordarten lerig morän/moränlera som finns runt Storsjön och i nordöstra och nordvästra Jämtland. Arsenik adsorberas till lermineral, vilket kan förklara den högre förekomsten av arsenik i områden med moränlera.

Den bergart som kan ge upphov till lerig morän kan också vara mer arsenikrik. Kalksten och alunskiffer ger en finkornig jordart, och kan vara en del av förklaringen till att arsenik återfinns i områden med lermineral. Den vanliga jordarten i Jämtlands län är annars sandig/moig morän, där partiklarna är större och arseniken inte adsorberas lika lätt.

| Jordarter | |
|---|--|
| | Torv |
| | Lera-finmo |
| | Grovmo, sand, grus |
| | Isälvs sediment |
| | Lerig morän, moränlera |
| | Morän |
| | Kalt berg, tunt eller osammanhängande jordtäckte |
| | Morän samt vittringsjord ovanför trädgränsen |
| | Glaciär |
| | Sjö |
| | Other |

2.5.3 Bly i Jämtland

Bly (Pb) är den mjukaste av tungmetallerna. Bly och dess föreningar är giftiga (SLU Markinfo, 2007). I naturen förekommer bly som en blandning av fyra stabila isotoper. Tre av dessa är slutpunkter i radioaktiva sönderfallskedjor. Svavelsyra och saltsyra kan inte lösa upp bly då syrorna bildar skikt av oxid resp. klorid runt mineralet. Salpetersyra och organiska syror kan däremot lösa upp bly. Det vanligaste blymineralet är blyglans (PbS, blysulfid) som bildas under reducerande förhållanden. Andra vanliga former är blysvlfat och blykarbonat. Blyet binds i dessa former hårt i markpartiklarna. Bly finns naturligt i växter, men är inte essentiellt. Däremot kan störningar uppkomma om blyupptaget blir för stort. Majoriteten av det upptagna blyet stannar i rötterna (SGU, 2006).

Områdena med höga blyhalter korrelerar delvis med områdena med förhöjda arsenikvärden (Figur 7). Även vad gäller bly har Skåne, Jämtland och Västerbottens inland höga halter. Även Östergötland, men istället för norr om Vättern, som för arsenik, är området förlagt till Vätterns östsida ner mot Småland. Moränerna längs norrlandskusten innehåller inte heller högre halter bly. Normala värden i Sverige är <15 ppm. Notera att denna karta innehåller fler nivåer än arsenikkartorna.

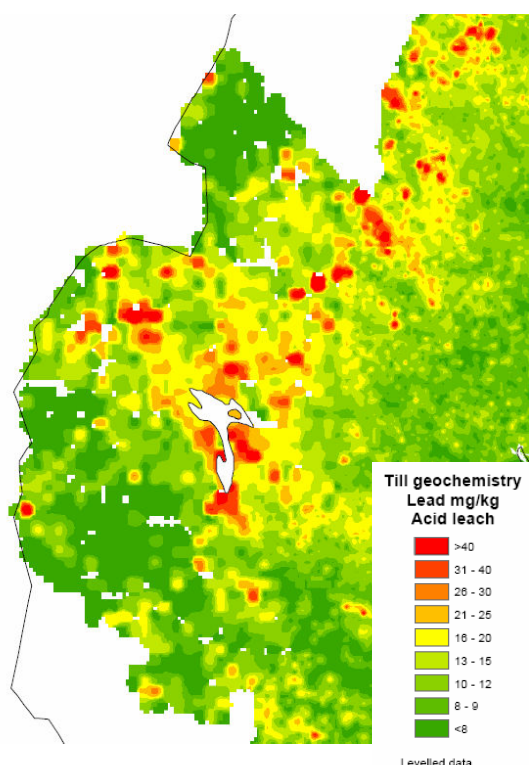


Fig. 7. Kungsvattenlösligt bly i moräners finfraktion (<0,063 mm) i Jämtland, ppm. (Från SGUs markgeokemiska karta. © Sveriges geologiska undersökning (SGU). Medgivande: 30-1683/2007.)

Blyvärdena är förhöjda i Jämtlands län relativt övriga Sverige. I nordligaste, sydvästra och östra delarna av länet är värdena normala. I övriga delar är de högre än genomsnittet. Platserna med höga blyförekomster sammanfaller i Jämtland till mycket stor del med arsenikförekomsterna. Även blyet verkar alltså följa jordarten lerig morän-moränlera. De högsta värdena (>30 ppm) finns söder, öster och norr om Storsjön; i trakterna av Kall och i Strömsund-Fläsjöbygden. En tydlig skillnad är att det finns höga blyförekomster i Härjedalen: där väg 84 korsar norska gränsen nordväst om Fjällnäs samt i trakterna norr om Sveg.

2.5.4 Krom i Jämtland

Krom (Cr) är till skillnad från bly beständigt i luft. Krom förekommer främst som mineralet kromit (kromjärnsten, FeCr_2O_4). Kromit finns i större mängder i den skandinaviska fjällkedjan, men är inte brytvärd där. Halterna av krom är förhöjda i nästan hela Jämtland och norrut. Högst halter finns i norra Jämtland (>140 ppm). Normala halter i Sverige är annars 10-30 ppm (SLU Markinfo, 2007).

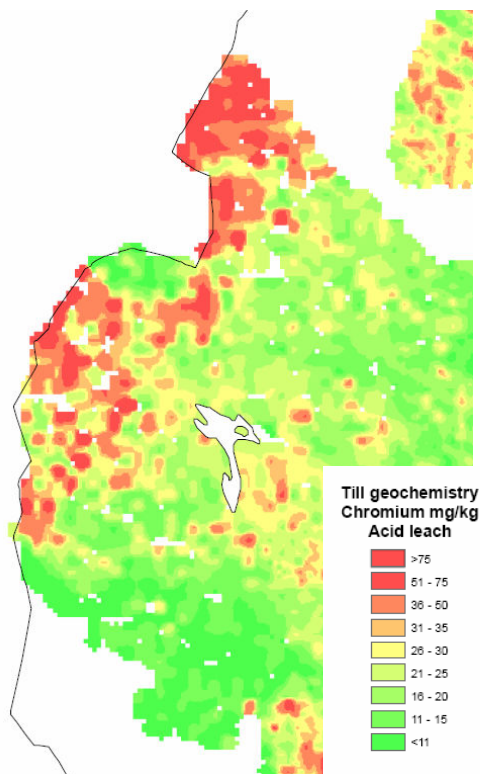


Fig. 8. Kungsvattenlösligt krom i moräners finfraktion (<0,063 mm) i Jämtland, ppm. (Från SGUs markgeokemiska karta. © Sveriges geologiska undersökning (SGU). Medgivande: 30-1683/2007.)

I vedaska förekommer krom som sexvärt krom, Cr(VI). Denna form av krom är giftigare och mindre stabil än Cr(III), som är den andra vanliga formen. Cr(VI) övergår dock till Cr(III) vid vätning. Krom i härdad aska lär därför till största delen föreligga i den stabilare formen av krom. Krom binds hårt till markpartiklar, bara en liten mängd löses i markvattnet och blir biotillgängligt. Det går att rena vedaska från krom med formaldehyd i vätskeform (dvs. formalin) om kromet föreligger i en tillgänglig form (Pohlandt-Schwandt et al, 2002).

Förhöjda kromnivåer finns i södra och västra Skåne, i trakterna kring Nässjö och Sävsjö i Småland, i östra Östergötland söder om Norrköping, i Mälardalen, längs gränsen mellan Dalarna och Hälsingland, i Västjämtland samt i Västerbottens malmfält och längs den Norrbottniska riksgränsen i trakterna av Övertorneå. Krom uppvisar helt andra geografiska mönster än arsenik, eftersom de geokemiskt uppträder i olika miljöer.

Även av tungmetallen krom finns förhöjda nivåer i markerna i Jämtland, men till skillnad från arsenik är nivåerna av krom högst i fjällkedjan, från Skarvarna norr om Tännadalen i Härjedalen upp till Stekenjokk, med undantag för Offerdals- och Sösjöfjällen (Figur 8). Däremot är halterna höga söder och öster om de två sistnämnda fjällgrupperna. Allra högst är nivåerna i Jämtlands nordvästra hörn. Hur nivåerna ser ut norr om Stekenjokk går ej att bedöma då data saknas. Även sydöst om Storsjön är halterna av krom högre än genomsnittet.

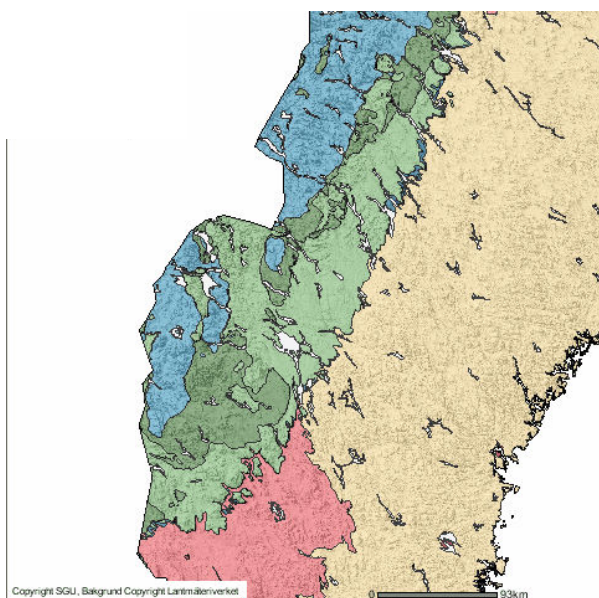


Fig. 9. Berggrundskarta över Jämtland. (SGU, 2007d)

Som berggrundskartan ovan (Figur 9) visar finns en stor samstämmighet mellan kromförekomst i marken och den övre skollberggrunden i Kaledoniderna (blått på kartan).

Bergarter, åldersindelning

- Svekofennisk berggrund
- Transskandinaviska granit porfyrbältet
- Blekinges berggrund
- Sydvästsverige öster om Mylonitzonen
- Sydvästsverige väster om Mylonitzonen
- Fanerozoisk berggrund
- Arkeisk och lapponisk-jatulisk berggrund
- Alkalint massiv, lavaliknande bergart i meteoritkrater
- Kaledoniderna, autokton berggrund
- Kaledoniderna, undre skollberggrunden
- Kaledoniderna, mellersta skollberggrunden
- Kaledoniderna, övre skollberggrunden
- Kaledoniderna, översta skollberggrunden

2.5.5 Koppar i Jämtland

Koppar är en mycket formbar metall. Gedigen koppar förekommer som gångar i sandsten, men dessa är mycket ovanliga i Sverige. Istället förekommer den i olika föreningar. Koppar är nödvändigt för både växter och djur men giftigt i större mängder. I Sverige är halterna högst i Jämtland och i Mälardalen, ca 50 ppm i mineraljorden att jämföra med en normalnivå på ca 10 ppm (SLU Markinfo, 2007).

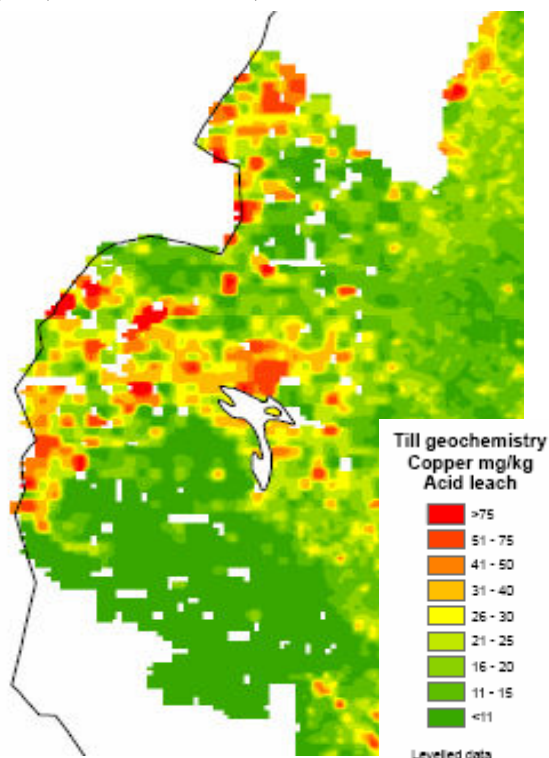


Fig. 10. Kungsvattenlöslig koppar i moräners finfraktion (<0,063 mm) i Jämtland, ppm. (Från SGUs markgeochemiska karta. © Sveriges geologiska undersökning (SGU). Medgivande: 30-1683/2007.)

Områdena med förhöjda kopparvärden är i stort sett identiska med områdena med höga kromvärden (Figur 8 och 10). Koppar vittrar alltså också från den övre skollberggrunden i Kaledoniderna. En skillnad mot krom är att ett kopparområde även finns strax norr om Storsjön.

2.5.6 Nickel i Jämtland

Nickel (Ni) är en hård, silvervit metall som tillsammans med järn och kobolt tillhör de s.k. järnmetallerna. Dessa tre följs ofta åt i marken. Nickel och kobolt finns dock bara i låga halter. Nickel är liksom krom beständig i luft och är dessutom svagt magnetisk. Nickel förekommer oftast i sulfider och arsenider (SLU Markinfo, 2007).

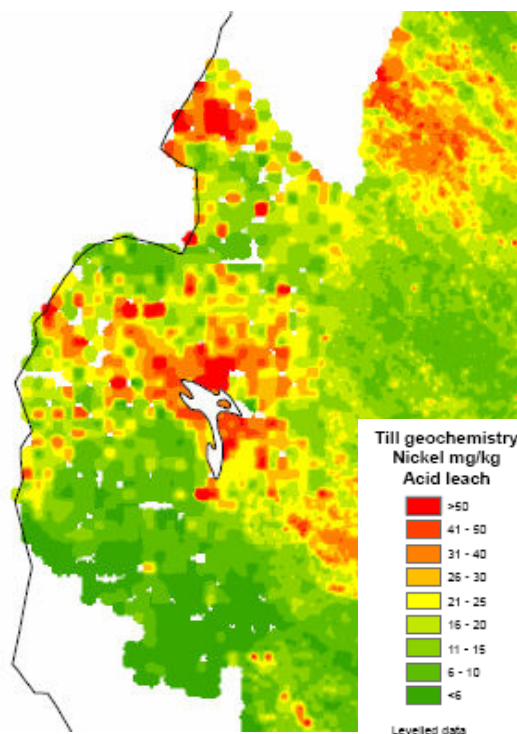


Fig. 11. Kungsvattenlöslig nickel i moräners finfraktion (<0,063 mm) i Jämtland, ppm. (Från SGUs markgeochemiska karta. © Sveriges geologiska undersökning (SGU). Medgivande: 30-1683/2007.)

Nickels löslighet i marken varierar beroende på surheten. Ju lägre pH-värde i marken, desto mer ökar lösligheten för nickel. Nickel adsorberas inte lika hårt till markpartiklarna som t.ex. zink. Bindningen till markpartiklarna blir starkare ju mer lera och organiskt material det är i marken (Kjellin, 2004). Nickel binds alltså hårdast i basiska miljöer med mycket organiskt material och lera. Mellannorrland och Skåne innehåller högre halter nickel än resten av Sverige, ca 30-60 ppm mot normala ca 10 ppm.

Nickel följer samma mönster som koppar, men har en ännu mer uttalad förhöjning runt Storsjön (Figur 11). Notera att skalorna är olika mellan koppar och nickel, kopparskalan sträcker sig till >75 ppm medan nickelskalans högsta nivå är >50 ppm.

2.5.7 Zink i Jämtland

Halterna av zink (Zn) i matjorden är höga i norra Jämtland och Storsjöbygden, ca 100 ppm. Vanliga halter är annars 15-60 ppm. Zinkinnehållets fördelning i Jämtland liknar till stor del fördelningen av nickel, men zink har en tydligare höjning i Centraljämtland och mindre i Nordjämtland.

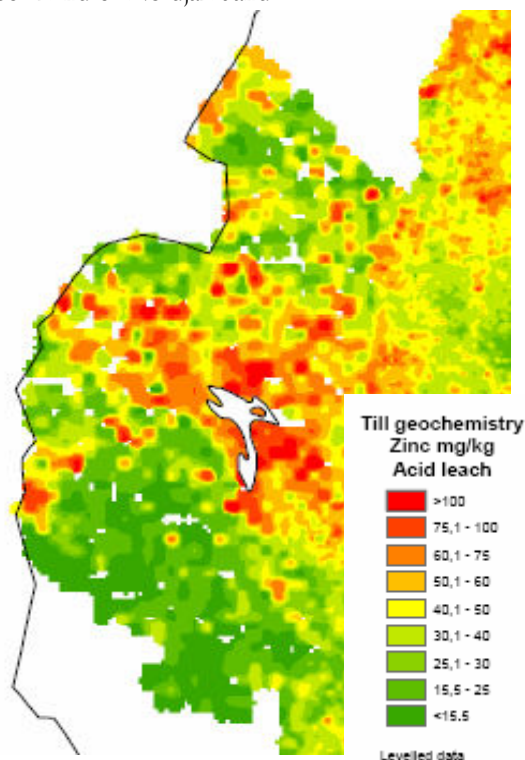


Fig. 12. Kungsvattenlösligt zink i moräners finfraktion ($<0,063$ mm) i Jämtland, ppm. (Från SGUs markgeokemiska karta. © Sveriges geologiska undersökning (SGU). Medgivande: 30-1683/2007.)

2.5.8 Övriga tungmetaller

Kartmaterial över de övriga element som Skogsstyrelsen har gränsvärden för saknas.

Kadmium (Cd) förekommer främst i områden med alunskiffer och korrelerar alltså med arsenik. Höga kadmiumhalter finns också i områden med förhöjda humushalter i marken. Kadmium används främst i batterier och kan ge upphov till njurskador och ben-skörhet.

Kvicksilver (Hg) binds också hårt till humus och kvicksilverinnehållet i torv är därför högre än i mineraljord. Jämtland har starkt förhöjda halter av kvicksilver både i matjord och alv (SLU Miljödata, 2007). Kvicksilver är liksom kadmium ett stort miljöproblem.

Vanadin (V) finns i stora mängder i järnmalm. Det finns något mer vanadin än nickel i jordskorpan. Vanadin följer fosfor och titan i berggrunden. Vanadin binds starkare till organiskt material än till mineraljord (SLU Markinfo, 2007). Vanadinhalterna varierar mer i Sverige än vad övriga tungmetaller gör. I fallet med vanadin är inte Jämtland så exceptionellt. Höga vanadinhalter finns även utefter kusterna och särskilt stora mängder finns i Skåne och i Norrbotten. I Jämtland liknar mönstret det för nickel med höga halter i Storsjöbygden samt i områdena med övre skollberggrund.

Skogsstyrelsen har också gränsvärden för bor (B) i aska. Bor är liksom arsenik ingen tungmetall utan en halvmetall.

3 MATERIAL OCH METODER

3.1 Kartmaterial

Det kartmaterial som används i uppsatsen består av SGU:s kartor över tungmetallhalter i moräners finfraktion samt temakartor från Energimyndigheten, Miljömålsportalen och SLU Markinfo.

3.2 Insamling av GROT-material

GROT-materialet samlades in under fyra veckor, 20 mars till 13 april 2007. Efter att GROTen kommit in med lastbil till kraftvärmeverkets område i Lugnvik i Östersund töms den av vid en trädbränslekross och krossas. Krossen har en kapacitet på 100 m³ GROT i timmen. En lastbil med GROT-lass på både bilen och vagnen ger upphov till två högar med krossat GROT: en från lasset på bilen och en från lasset på släpet. Från högarna togs prover i 10-litershinkar. Provet samlades in från flera sidor av högarna för att bli representativt, då grovt material som rivna grova grenar kastas längst och finare material som barr faller närmare krossen. Ur hinken togs sedan ett mindre prov på ca 500 g som lades i en papperspåse. På påsen antecknades datum samt ett åttasiffrigt nummer som bl.a. anger leverantör och plats för GROT-uttag. Totalt togs 20 prover. I varje prov ingick både grenar och barr.

3.3 Val av GROT-lokal

Lokalerna har valts ut slumpmässigt, dvs. prov har tagits från ett antal lastbilar som kört GROT till kraftvärmeverket i Östersund. Var GROTen kommit från har sedan bestämts via det åttasiffriga kontrollnumret som varje GROT-transport har. Platsen är angiven med RT90 (Rikets Triangelnät 90)-koordinater. Genom att pricka in dessa platser på en karta över Jämtland kunde den geografiska spridningen kontrolleras (Figur 14). Platserna har också markerats på kartor över tungmetaller i moränen varigenom spridningen i markkoncentrationer kunde beskrivas för insamlade prov (Tabell 2 samt Figur 25-30 i bilagorna).

3.4 GROT-materialets sammansättning

De analyserade GROT-proverna bestod av grenar och toppar inklusive en del barr. Efter krossning var grenbitarna som längst ca 10 cm långa, och de grövre grenarna var även delade på längden. De flesta proverna kom från färsk GROT där materialet inte brutits ned. Några prov kom från GROT som legat längre tid på hygget och som därför var delvis nedbruten. Det är främst barren som var delvis nedbrutna. Detta gällde prov nr 6, 7, 8, 9 och 11.

Vid den kemiska analysen undersöktes barr för sig och grenbitar för sig. Materialet bestod i de flesta proverna av gran (*Picea abies*). Några prover bestod till största delen av tall (*Pinus sylvestris*) eller en blandning av gran och tall. De prover som inte uteslutande bestod av material från gran var följande:

Prov nr 2: Ca 90 % tall, 10 % gran

Prov nr 3: Ca 90 % tall, 10 % gran

Prov nr 6: Ca 50 % tall, 50 % gran

Prov nr 8: Ca 70 % tall, 30 % gran

Prov nr 6 har jämförts med Skogsstyrelsens värden för gran, medan prov nr 2, 3 och 8 är jämförda med Skogsstyrelsens värden för tall.

3.5 Referensområde

Genom tillgång till Skogsstyrelsens referensvärden för kemisk sammansättning av GROT, representerande hela Sverige, gjordes bedömningen att inga ytterligare referensområden för kemisk sammansättning av GROT behövdes.



Fig. 13. Karta över mellersta Norrland samt angränsande områden i Norge. Det inom rutan markerade området finns på en mer detaljerad karta i figur 14 (Lantmäteriet, 2007).



Fig. 14. Karta över centrala Jämtland, inom vilket alla GROT-prover är hämtade. Den mörkblå cirkeln anger kraftvärmeverkets ungefärliga placering i Östersund (Lantmäteriet, 2007).

GROT-lokalerna

| | | | |
|------------|-----------------------|----------|------------------------------|
| #1 | Storhögen, Häggenås | #11 | Kluk, Trångsviken |
| #2, #3, #4 | Fugelsta, Marieby | #12 | Sandnåset, Dvårsätt |
| #5 | Backbölevägen, Stavre | #13 | Frösö camping, Frösön |
| #6 | Stamsjön, Ocke | #14, #15 | Myckling, Trång |
| #7, #8 | Vällviken, Oviken | #16, #17 | Strax väst om Aspås |
| #9 | Håkansta, Oviken | #18 | Strax öst om Aspås |
| #10 | Samsta, Pilgrimstad | #19 | Nordsjögårdarna, Storholmsjö |
| | | #20 | Grytan, Brunflo |

Tabell 2. Tungmetallhalt (ppm) i närmaste markprovyta från GROT-lokalerna 1-20. Värdena avser kungsvattenlösliga halter i moränens finfraktion, <0,063 mm, på djupet 0,6-1,0 m i C-horisonten. De röda siffrorna i tabellen avser värden som är minst 50 % högre än riksmedianen för respektive tungmetall. Alla värden är tagna från SGU:s markdatabas. Värden för Hg och Cd saknas. RT90-koordinaterna avser markprovytans position.

| Prov nr | Avverknings-plats | RT90 öst-väst | RT90 nord-syd | As | Pb | Cr | Cu | Ni | Zn | Avstånd till GROT-provyta (m) |
|----------------|------------------------------|---------------|---------------|-----|----|----|----|-----|-----|-------------------------------|
| 1 | Storhögen, Häggenås | 1471501 | 7034699 | 10 | 16 | 21 | 26 | 36 | 49 | 4600 |
| 2 | Fugelsta, Marieby | 1446729 | 6996725 | 19 | 23 | 24 | 36 | 51 | 89 | 4100 |
| 3 | Fugelsta, Marieby | 1446729 | 6996725 | 19 | 23 | 24 | 36 | 51 | 89 | 4100 |
| 4 | Fugelsta, Marieby | 1446729 | 6996725 | 19 | 23 | 24 | 36 | 51 | 89 | 4100 |
| 5 | Backbölevägen, Stavre | 1464919 | 6965799 | 8 | 21 | 26 | 31 | 29 | 73 | 1300 |
| 6 | Stamsjön, Ocke | 1397158 | 7022203 | 5 | 15 | 26 | 24 | 23 | 64 | 3400 |
| 7 | Vällviken, Oviken | 1427368 | 6997005 | 8 | 14 | 18 | 13 | 22 | 100 | 700 |
| 8 | Vällviken, Oviken | 1427368 | 6997005 | 8 | 14 | 18 | 13 | 22 | 100 | 700 |
| 9 | Håkansta, Oviken | 1421816 | 7003721 | 16 | 23 | 27 | 44 | 49 | 69 | 2200 |
| 10 | Samsta, Pilgrimstad | 1465481 | 6990656 | 8 | 16 | 29 | 21 | 22 | 53 | 3800 |
| 11 | Kluk, Trångsviken | 1408625 | 7022183 | 16 | 20 | 31 | 38 | 43 | 59 | 1700 |
| 12 | Sandnäset, Dvärsätt | 1434327 | 7021632 | 22 | 29 | 21 | 67 | 100 | 97 | 2100 |
| 13 | Frösö camping, Frösön | 1434222 | 7009352 | 11 | 22 | 21 | 27 | 38 | 64 | 2500 |
| 14 | Myckling, Trång | 1414911 | 7022586 | 12 | 18 | 14 | 25 | 27 | 53 | 3100 |
| 15 | Myckling, Trång | 1414911 | 7022586 | 12 | 18 | 14 | 25 | 27 | 53 | 3100 |
| 16 | Strax väst om Aspås | 1433837 | 7027944 | 21 | 23 | 27 | 73 | 68 | 123 | 1800 |
| 17 | Strax väst om Aspås | 1433837 | 7027944 | 21 | 23 | 27 | 73 | 68 | 123 | 1800 |
| 18 | Strax öst om Aspås | 1433837 | 7027944 | 21 | 23 | 27 | 73 | 68 | 123 | 2200 |
| 19 | Nordsjögårdarna, Storholmsjö | 1428101 | 7066651 | 9 | 13 | 20 | 12 | 20 | 36 | 800 |
| 20 | Grytan, Brunflo | 1453001 | 6997648 | 5 | 19 | 23 | 20 | 33 | 67 | 2200 |
| Median Sverige | | - | - | 1,5 | 8 | 16 | 12 | 10 | 31 | - |

3.6 Bearbetning av proverna

Först torkades de 20 proverna i papperslådor av den typ som kontorspapper levereras i. Proverna torkades i 40 °C i värmeskåp i fyra och ett halvt dygn. Sedan sorterades varje prov i två fraktioner: barr och grenar. Ca 20-30 g grenar och 2-3 g barr sorterades med hjälp av plastpincett ut från varje prov. Grenbitarna penslades rena från jord och sand. Dessutom togs tre prover med blandat material ut från tre slumpvis uttagna lådor (Ur prov 2, 5 och 17).



Fig. 15. Sortering av GROT-prover på Institutionen för markvetenskap, SLU, Uppsala.
Foto: Ingegerd Backlund



Fig. 16. Sorterade barrprover före malning.
Foto: Ingegerd Backlund



Fig. 17. Sorterade grenprover före malning.
Foto: Ingegerd Backlund

Barrproverna maldes vid Inst. för markvetenskap, SLU, Uppsala i en stålbänkkvarn typ Thomas-Wiley Laboratory Mill, Model 4. Grenproverna maldes hos Jädraås skog och mark 30 km nordväst om Sandviken i Gästrikland, i en kraftigare titanbänkkvarn av typ Retsch ZM 100. Även de tre proverna med blandat material maldes där. Efter malning bestod alla proverna av

finmalet pulver. I all bearbetning av proverna användes endast verktyg som inte skulle kunna förorena proverna. Ingen rostfri utrustning användes, som skulle kunna ge kromföroreningar i proverna. Mellan varje prov som maldes rengjordes kvarnarna med tryckluft och dammsugare.

3.7 Kemisk analys

Den kemiska analysen utfördes på Institutionen för markvetenskap vid SLU i Uppsala. Alla 43 proverna (20 barrprov + 20 grenprov + 3 blandprov) analyserades på åtta grundämnen: As, Cr, Pb, Hg, Ni, Cu, Cd och Zn med hjälp av ICP-MS (Inductively coupled plasma mass spectrometry). Maskinen som användes var en Elan 6100-Perkin Elmer. ICP-MS är en metod som är känd för att ha mycket låg detektionsgräns av ämnen. Mängder mindre än 1 ppt (part per trillion) kan detekteras i ett växtprov. ICP-MS fungerar så att en extremt het jonplasma (ca 6000 °C, vilket är likvärdigt med solens yttemperatur) slår sönder molekylerna i provet. Mängden isotoper av varje element mäts sedan, och räknas om till ppm av varje detekterbart grundämne i provet.

De malda proverna vägdes in i syradiskade tecator-rör. Ca 1,0 g vägdes in av varje prov, förutom av barrsektionerna ur prov nr 8 (0,27 g), prov nr 9 (0,67 g), prov nr 11 (0,44 g) och prov nr 13 (0,66 g). I dessa fyra prover fanns så pass lite barr att mer inte kunde vägas in. Koncentrerad salpetersyra (HNO₃) tillsattes sedan till varje prov. Proverna värmebehandlades i flera steg i 30 °C, 100 °C och 135 °C för att underlätta syraupplösningen av proverna. Därefter tillsattes ytterligare HNO₃ och proverna värmebehandlades åter i 135 °C, innan lösningarna späddes med destillerat vatten och filtrerades ner i syradiskade plastflaskor.

Proverna analyserades sedan med ICP-MS enligt ovanstående beskrivning. Tillsammans med proven analyserades också två referensprov med känt innehåll av de analyserade grundämnena, och två blankar (dvs. lösningar enligt ovan men utan tillfört växtmaterial). Referensprover för barren var ett prov med vetemjöl och ett med grahamsmjöl, båda analyserade

vid Inst. för markvetenskap, SLU. Referenser för grenproverna var två prover med grenar och löv från kinesiska buskar, framtagna och analyserade vid China National Analysis Center for Iron and Steel i Beijing.

3.8 TS-analys

Då proverna som analyserades på tungmetaller även efter torkning i värmeskåp i 40° innehöll några procent vatten, gjordes en torrsubstansanalys. Mängden av varje analyserat grundämne angavs i ppm TS (torrsubstans) för att kunna jämföras med tidigare gjorda studier.

Porslinsdeglar torkades tomma i 105 °C värme några timmar och vägdes med fyra decimalers noggrannhet efter att de svalnat på excikator. Sedan fylldes deglarna med prov och vägdes igen. Deglarna med prover sattes in i 105 °C värme över natten och fick sedan svalna på excikator. Deglarna med prov vägdes sedan igen och TS-halten i GROT-proverna kunde på så vis räknas ut.

TS-halten i barrproverna varierade mellan 93,42 och 94,35 %, med medelvärdet 93,81 % och medianvärdet 93,79 %. TS-halten i grenproverna var mellan 94,85 % och 96,06 % med medelvärdet 95,46 % och medianvärdet 95,38 %. Då alla proverna uppvisade en hög och jämn TS-halt räknades alla provresultat om till TS med respektive medeltal som bas, 93,8 % för barren och 95,5 % för grenarna. Även de tre blandproverna uppvisade en endast mindre spridning i TS-halt (spridning 0,76 % -enheter). Medelvärdet 94,8 % användes därför som TS-halt för blandproverna, vilket som väntat låg mellan TS-värdet för barren respektive grenarna.

4 RESULTAT OCH DISKUSSION

4.1 ANALYS AV TUNGMETALLHALTERNA I GROT-PROVEN

4.1.1 Barr- och grenprover

Barren innehöll höga halter av flera av de testade tung- och halvmetallerna, medan grenarna inte skiljde sig nämnvärt från grenar tagna från andra områden i Sverige. Tvärtom uppvisade dessa i flera fall lägre innehåll än vad som är vanligt i Sverige (Figur 19).

Arsenikinnehållet i barr på de 20 lokalerna visar att koncentrationerna i 14 av 20 prov låg över medianen i de tidigare gjorda analyser på barr i Sverige som Skogsstyrelsen sammanställt, och som gränsvärdena för innehållet i askan baseras på (Figur 18). Sex av de 20 proven, dvs. 30 % låg t.o.m. över 95 % - percentilen i sammanställningen över tidigare gjorda analyser i Sverige.

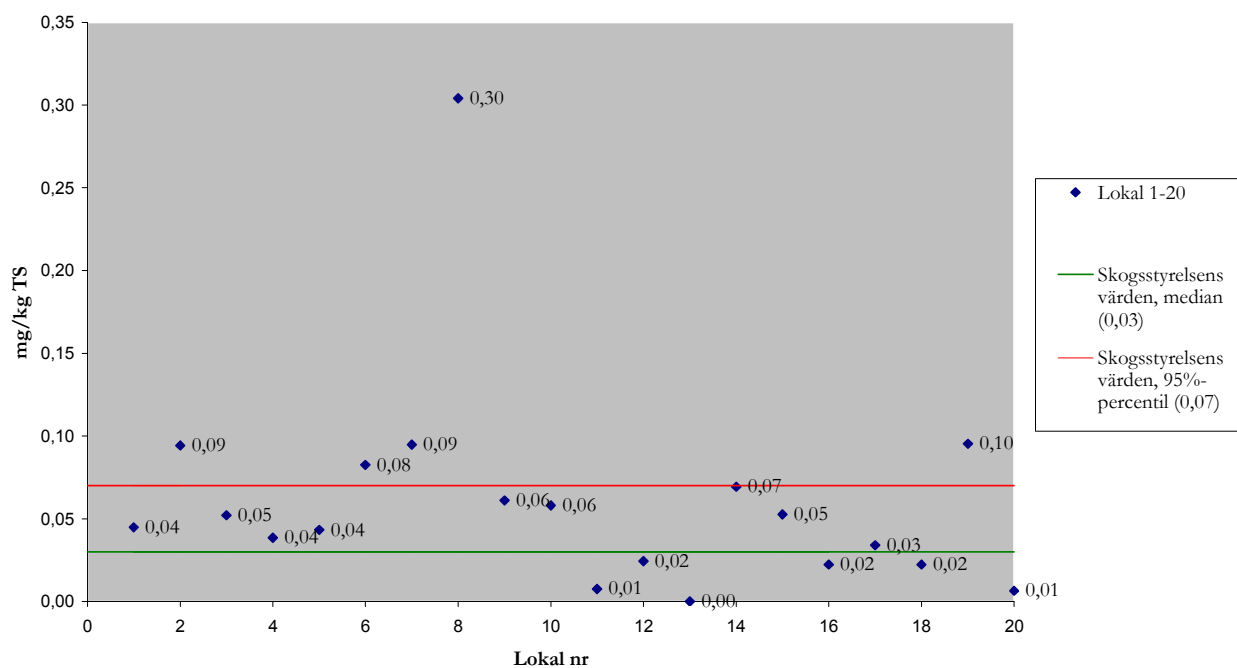


Fig. 18. Arsenik, ppm TS i granbarr. Lokal 1-20 Jämtland.

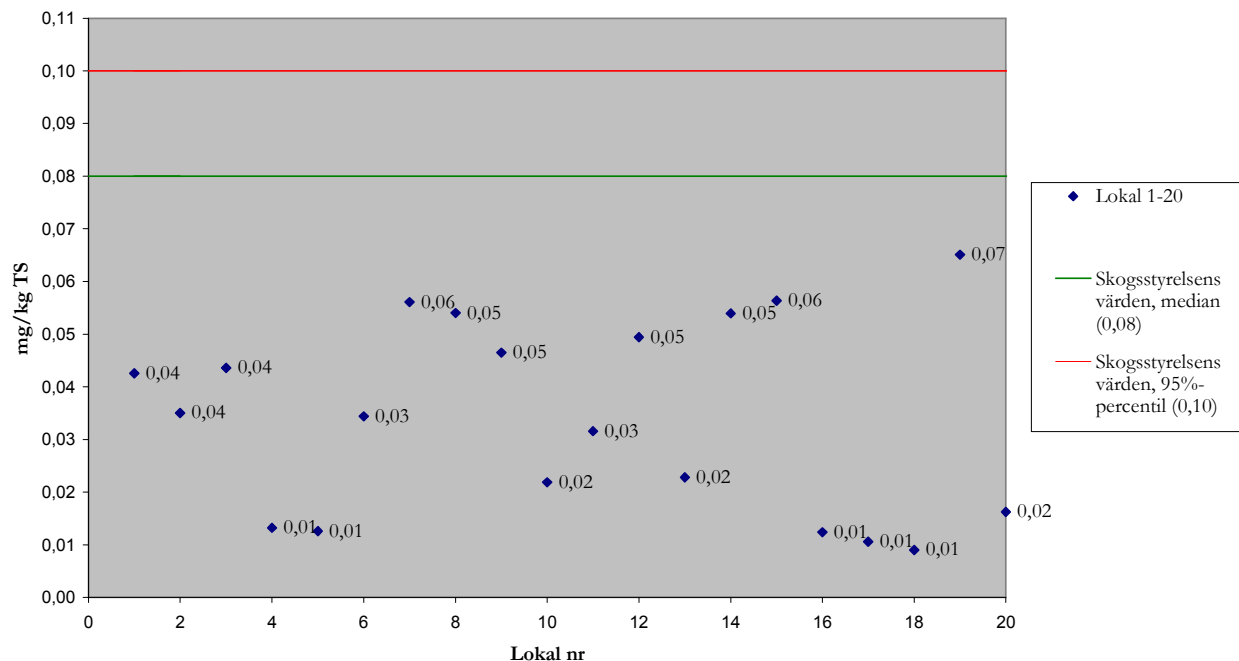


Fig. 19. Arsenik, ppm TS i grangrenar. Lokal 1-20 Jämtland.

Övriga analyserade element uppvisade mönster som till stor del liknade dem för arsenikinnehållet i barr- respektive grenprover, relativt Skogsstyrelsens medianer (Figur 18 och 19). Tabell 4 och 6 visar en sammanställning av resultaten jämförda med Skogsstyrelsens befintliga värden (Tabell 3 och 5). Gröna rutor innebär koncentrationer av det specifika ämnet som låg under medianen av Skogsstyrelsens sammanställda värden. Gula rutor betyder värden mellan Skogsstyrelsens median och 95 % -percentil, och röda rutor var fall där koncentrationerna översteg Skogsstyrelsens 95 % -percentil. Värdena anges i procent av Skogsstyrelsens medianer för respektive element.

I tabellerna kan varje provs relativa innehåll av tungmetaller utläsas. De relativa innehållen av många av tungmetallerna låg högt jämfört med andra områden i Sverige (Tabell 4). Särskilt koncentrationerna av koppar och nickel låg mycket högt. Även arsenik, bly, kadmium, kvicksilver och zink uppvisade höga värden. Endast krom uppvisade normala nivåer. Det finns några extrema värden, bland annat arsenikvärdet i prov nr 8. Detta visar på en ganska stor analysvarians.

Tabell 3. Tungmetallkoncentrationer i barr (ppm torrsvikt), Skogsstyrelsens värden 2006, sammanställda från olika studier av träddeklar innehåll runt om i Sverige.

| | Arsenik | Bly | Kadmium | Koppar | Krom | Kvicksilver | Nickel | Zink |
|----------------------------|---------|------|---------|--------|------|-------------|--------|-------|
| n prover, granbarr | 13 | 66 | 33 | 70 | 61 | 12 | 63 | 70 |
| Median, granbarr | 0,03 | 0,28 | 0,05 | 1,74 | 0,60 | 0,0390 | 0,35 | 56,55 |
| 95 % - percentil, granbarr | 0,07 | 0,64 | 0,17 | 3,91 | 0,95 | 0,0555 | 1,44 | 99,36 |
| n prover, tallbarr | 12 | 65 | 64 | 65 | 42 | 12 | 62 | 65 |
| Median, tallbarr | 0,03 | 0,31 | 0,11 | 2,63 | 0,95 | 0,0185 | 0,22 | 46,90 |
| 95 % - percentil, tallbarr | 0,06 | 0,62 | 0,20 | 3,88 | 1,32 | 0,0205 | 0,67 | 76,28 |

Tabell 4. Tungmetallkoncentrationer i barr, jämförelse med Skogsstyrelsens värden för granbarr, i % av Skogsstyrelsens medianinnehåll för respektive grundämne.

| Lokal nr | Arsenik | Bly | Kadmium | Koppar | Krom | Kvicksilver | Nickel | Zink |
|----------|---------|------|---------|--------|------|-------------|--------|------|
| 1. | 149 | 66 | 79 | 382 | 28 | 76 | 685 | 115 |
| 2. | 314* | 71* | 77* | 341* | 34* | 763* | 1036* | 123* |
| 3. | 174* | 61* | 43* | 350* | 21* | 85* | 729* | 114* |
| 4. | 128 | 60 | 81 | 372 | 25 | 88 | 892 | 147 |
| 5. | 144 | 79 | 76 | 424 | 25 | 90 | 234 | 137 |
| 6. | 275 | 135 | 348 | 407 | 73 | 150 | 302 | 118 |
| 7. | 316 | 181 | 384 | 423 | 46 | 216 | 574 | 149 |
| 8. | 1013* | 317* | 51* | 286* | 125* | 70* | 744* | 102* |
| 9. | 204 | 188 | 324 | 542 | 61 | 118 | 765 | 144 |
| 10. | 193 | 105 | 285 | 614 | 35 | 205 | 301 | 110 |
| 11. | 25 | 177 | 104 | 685 | 41 | 69 | 357 | 132 |
| 12. | 81 | 89 | 124 | 653 | 28 | 106 | 768 | 130 |
| 13. | 0 | 112 | 31 | 443 | 16 | 271 | 616 | 66 |
| 14. | 231 | 71 | 107 | 668 | 37 | 145 | 423 | 110 |
| 15. | 175 | 7234 | 111 | 598 | 37 | 118 | 212 | 85 |
| 16. | 74 | 34 | 35 | 547 | 14 | 66 | 748 | 78 |
| 17. | 113 | 89 | 86 | 558 | 16 | 154 | 1189 | 115 |
| 18. | 74 | 51 | 15 | 515 | 15 | 79 | 148 | 114 |
| 19. | 318 | 299 | 53 | 560 | 49 | 87 | 186 | 120 |
| 20. | 22 | 111 | 62 | 882 | 23 | 100 | 199 | 148 |

L (Låg): $0 \leq X < \text{Skogsstyrelsens median}$

M (Medel): $\text{Skogsstyrelsens median} \leq X < \text{Skogsstyrelsens 95 \% -percentil}$

H (Hög): $X \geq \text{Skogsstyrelsens 95 \% -percentil}$

* = > 50 % tall i provet, jämförelsen görs med Skogsstyrelsens värden för tallbarr istället.

Tabell 5. Tungmetallkoncentrationer i grenar (ppm torrsvikt), Skogsstyrelsens värden 2006, sammanställda från olika studier av träddeklar innehåll runt om i Sverige.

| | Arsenik | Bly | Kadmium | Koppar | Krom | Kvicksilver | Nickel | Zink |
|----------------------------|---------|------|---------|--------|------|-------------|--------|--------|
| n prover, grangren | 21 | 74 | 74 | 78 | 71 | 20 | 71 | 78 |
| Median, Grangren | 0,08 | 3,80 | 0,12 | 3,10 | 0,74 | 0,0375 | 0,35 | 91,40 |
| 95 % - percentil, grangren | 0,10 | 7,38 | 0,41 | 4,86 | 1,92 | 0,0605 | 4,28 | 140,05 |
| n prover, tallgren | 13 | 68 | 68 | 68 | 62 | 12 | 56 | 70 |
| Median, tallgren | 0,03 | 0,81 | 0,27 | 2,76 | 0,47 | 0,0096 | 0,15 | 36,15 |
| 95 % - percentil, tallgren | 0,31 | 4,36 | 0,50 | 4,60 | 0,90 | 0,0169 | 0,43 | 68,31 |

Tabell 6. Tungmetallkoncentrationer i grenar, jämförelse med Skogsstyrelsens värden för grangrenar, i % av Skogsstyrelsens medianinnehåll för respektive grundämne.

| Lokal nr | Arsenik | Bly | Kadmium | Koppar | Krom | Kvicksilver | Nickel | Zink |
|----------|---------|-----|---------|--------|------|-------------|--------|------|
| 1. | 53 | 4 | 66 | 66 | 18 | 42 | 178 | 47 |
| 2. | 117* | 26* | 45* | 81* | 42* | 65* | 491* | 130* |
| 3. | 145* | 19* | 53* | 72* | 39* | 11* | 250* | 65* |
| 4. | 17 | 3 | 69 | 49 | 16 | 4 | 122 | 32 |
| 5. | 16 | 5 | 82 | 34 | 21 | 0 | 58 | 38 |
| 6. | 43 | 9 | 128 | 48 | 56 | 0 | 94 | 28 |
| 7. | 70 | 7 | 179 | 49 | 24 | 0 | 166 | 37 |
| 8. | 180* | 20* | 68* | 58* | 37* | 0* | 192* | 96* |
| 9. | 58 | 7 | 98 | 45 | 35 | 0 | 112 | 30 |
| 10. | 27 | 5 | 120 | 79 | 30 | 0 | 70 | 31 |
| 11. | 39 | 4 | 58 | 30 | 16 | 89 | 44 | 18 |
| 12. | 62 | 9 | 197 | 48 | 24 | 0 | 211 | 57 |
| 13. | 28 | 3 | 308 | 73 | 8 | 0 | 71 | 25 |
| 14. | 67 | 9 | 177 | 61 | 26 | 0 | 215 | 53 |
| 15. | 70 | 12 | 103 | 64 | 20 | 0 | 60 | 66 |
| 16. | 15 | 4 | 116 | 85 | 13 | 0 | 246 | 51 |
| 17. | 13 | 7 | 111 | 65 | 14 | 7 | 215 | 48 |
| 18. | 11 | 11 | 104 | 67 | 39 | 0 | 65 | 97 |
| 19. | 81 | 9 | 58 | 65 | 39 | 0 | 62 | 47 |
| 20. | 20 | 7 | 88 | 91 | 60 | 12 | 85 | 61 |

L (Låg): $0 \leq X < \text{Skogsstyrelsens median}$

M (Medel): $\text{Skogsstyrelsens median} \leq X < \text{Skogsstyrelsens 95 \% -percentil}$

H (Hög): $X \geq \text{Skogsstyrelsens 95 \% -percentil}$

* = > 50 % tall i provet, jämförelsen görs med Skogsstyrelsens värden för tallgrenar istället.

Tabell 6 visar att koncentrationerna av ämnen i grenarna är låga, till skillnad från i barren. Endast kadmium och nickel uppvisar något förhöjda koncentrationer i grenarna. Proverna med tallgrenar (prov nr 2,3 och 8) har höga arseniknivåer. Det är

osäkert om tall vanligtvis tar upp mer arsenik än gran, eller om det stora upptaget beror på att tallbestånden står på marker med högre arsenikvärden än granbestånden. Övriga prover visar i många fall upp mycket låga värden jämfört med rikssnittet.

4.1.2 Blandprover

De tre blandade prover som togs ut från prov 2, 5 och 17 analyserades liksom barr- och grenproverna på åtta tung- och halvmetaller. Dessa prover innehöll både barr och grenar, men även mineraljord och annat material som följer med GROTen. Grenbitarna och barren i blandproverna borstades inte rena, till skillnad från materialet i de sorterade barr- respektive grenproverna. Resultaten från dessa blandade prover var i flera fall mycket oväntade. Prov nr 5 och 17 innehöll mer arsenik än barr- och grensektionerna uttagna från samma lokal (Tabell 7). Alla tre proverna innehöll mer krom än barr- och grensektionerna. Blandprov nr 5 innehöll dubbelt så mycket krom som barr- och grensektionerna. Även vad gäller innehållet av zink, kadmium och bly översteg blandproverna värdena för barr- och grensektionerna från samma lokal för alla prov utom ett.

De prov där blandsektionen har högre koncentration av ämnet än barr/gren-sektionerna är i tabell 7 markerade med röd färg. Endast tre blandprov togs ut, eftersom huvudmotivet med undersökningen inte var att kontrollera vad övrigt material GROTen innehåller. Tre prov är för lite för att kunna lägga fram en teori om vad som följer med GROTen och dess betydelse för askans innehåll av tungmetaller. Ändå finns det antydningar till att tungmetallinnehållet i det material som följer med GROTen till kraftvärmeverket kan ha högre innehåll av skadliga ämnen än GROTen själv. Om bimaterialet innehåller dubbelt så mycket tungmetaller som GROTen, som är fallet för krom i prov nr 5, kan tungmetallinnehållet totalt i GROTen vara mycket högre än barr- och grenanalyser visar. Den mest sannolika förklaringen är att det är mineraljord som följt med GROTen som ger detta utslag.

Då blandproverna innehåller alla GROTens beståndsdelar kan dess värden ge en fingervisning av GROTens inverkan på askan i värmeverket. 0,08 ppm As i GROTen (Tabell 7) och 1 % askhalt ger en koncentration på 8 ppm As i askan (Se räkneexempel 1 i avsnitt 2.4.1.1.) Värmeverksaskan har 25-65 ppm As. Arsenik i GROTen bidrar alltså till max 30 % av den totala arseniken i askan.

0,46 ppm Cr i GROTen (Tabell 7) och 1 % askhalt ger 46 ppm Cr i askan. Värmeverksaskan hade 100-160 ppm Cr, kromet i GROTen bidrar alltså till max 46 % av det totala kromet i askan. Dessa halter (30 % resp. 46 %) är mycket ungefärliga.

Tabell 7. Innehåll av tungmetaller i blandprover samt barr och grenar, ppm torrvekt.

| | As nr 2 | As nr 5 | As nr 17 |
|-------|---------|---------|----------|
| Barr | 0,09 | 0,04 | 0,03 |
| Bland | 0,08 | 0,06 | 0,05 |
| Gren | 0,04 | 0,01 | 0,01 |

| | Cr nr 2 | Cr nr 5 | Cr nr 17 |
|-------|---------|---------|----------|
| Barr | 0,32 | 0,15 | 0,10 |
| Bland | 0,46 | 0,30 | 0,27 |
| Gren | 0,20 | 0,15 | 0,10 |

| | Ni nr 2 | Ni nr 5 | Ni nr 17 |
|-------|---------|---------|----------|
| Barr | 2,28 | 0,82 | 4,16 |
| Bland | 0,89 | 0,83 | 1,99 |
| Gren | 0,74 | 0,20 | 0,75 |

| | Cu nr 2 | Cu nr 5 | Cu nr 17 |
|-------|---------|---------|----------|
| Barr | 8,96 | 7,38 | 9,72 |
| Bland | 2,93 | 2,24 | 3,29 |
| Gren | 2,23 | 1,06 | 2,02 |

| | Zn nr 2 | Zn nr 5 | Zn nr 17 |
|-------|---------|---------|----------|
| Barr | 57,72 | 77,55 | 65,15 |
| Bland | 40,29 | 90,45 | 110,35 |
| Gren | 46,84 | 34,75 | 43,94 |

| | Cd nr 2 | Cd nr 5 | Cd nr 17 |
|-------|---------|---------|----------|
| Barr | 0,08 | 0,04 | 0,04 |
| Bland | 0,16 | 0,24 | 0,34 |
| Gren | 0,12 | 0,10 | 0,13 |

| | Pb nr 2 | Pb nr 5 | Pb nr 17 |
|-------|---------|---------|----------|
| Barr | 0,22 | 0,22 | 0,25 |
| Bland | 0,46 | 0,98 | 1,07 |
| Gren | 0,21 | 0,18 | 0,26 |

| | Hg nr 2 | Hg nr 5 | Hg nr 17 |
|-------|---------|---------|----------|
| Barr | 0,14 | 0,04 | 0,06 |
| Bland | u.d.* | 0,01 | 0,03 |
| Gren | 0,01 | u.d.* | u.d.* |

*= under detektionsgränsen

Trädslag i proverna:

Nr 2: Ca 90 % tall, 10 % gran

Nr 5: Ca 100 % gran

Nr 17: Ca 100 % gran

4.1.3 Korrelation mellan markprover och GROT-prover

Determinationskoefficienten (även kallad förklaringsgraden) är en koefficient som anger hur stor del av variationerna i den beroende variabeln (y) som kan förklaras av variationer i den oberoende variabeln (x) under förutsättning att sambandet mellan x och y är linjärt. Den oberoende variabeln utgörs av SGU:s markvärden i närmaste provyta räknat från GROT-lokalerna, och den beroende variabeln av metallhalten i barr respektive grenar. Som Tabell 8 visar är förklaringsgraden mycket låg både vad gäller barrproverna och grenproverna, mellan 0,4 % och 10,2 %. Endast nickel uppvisar en något högre förklaringsgrad, 29,4 % för barren och 24,6 % för grenarna.

Tabell 8. Linjär regressionsanalys, redovisning av determinationskoefficienter, R^2 . I kolumn två är SGU:s markkoncentrationer i närmaste markprovnya x-variabel, och koncentrationen i barrproverna y-variabel. I den tredje kolumnen består y-variabeln istället av grenprovernas koncentrationer av respektive grundämne.

| | Barr | Grenar |
|----|-------|--------|
| As | 0,102 | 0,067 |
| Pb | 0,017 | 0,013 |
| Cr | 0,063 | 0,005 |
| Cu | 0,009 | 0,004 |
| Ni | 0,294 | 0,246 |
| Zn | 0,006 | 0,099 |

4.2 HUR ASKÅTERFÖRING PÅVERKAR UPPFYLLENDET AV DE SVENSKA MILJÖKVALITETSMÅLEN

Sveriges riksdag har antagit 16 miljö kvalitetsmål. Målen beskriver den kvalitet och det tillstånd för Sveriges miljö, natur- och kulturresurser som är ekologiskt hållbara på lång sikt. I detta avsnitt beskrivs hur askåterföring på ett positivt eller negativt sätt kan komma att påverka de åtta miljö kvalitetsmål som jag bedömt är direkt relaterade till återföring av aska till skogsmark.

4.2.1 Begränsad klimatpåverkan

Förbränning av biobränsle ger endast marginellt större utsläpp av koldioxid än om skogsresterna förbränns i skogen (Svenska bioenergiföreningen, 2007). Koldioxiden tas sedan upp om ny skog planteras. Att förbränna biobränsle istället för olja och kol ger minskad inverkan på klimatet vilket är positivt. Askåterföring kan ge ökade utsläpp av CO₂ och andra växthusgaser om askan sprids på kväverik skogsmark. Detta behandlas i avsnitt 2.3.3. Man bör sträva efter att transportera askan så korta sträckor som möjligt.

4.2.2 Bara naturlig försurning

Uttag av avverkningsrester leder till sänkt pH och basmättnadsgrad i markytan. Det avrinnande vattnet blir efter avverkning under en tid surare. Är området dessutom påverkat av nedfall av kväve och svavel kan försurningen vara betydligt större. Enligt Skogsstyrelsen (2007b) behövs kompensation vid helträdsuttag i hela Sverige och särskilt viktigt är det att kompensera försurningseffekten vid uttag av avverkningsrester i granskog. Vedaska är ett mycket bra medel mot försurning då det är basiskt och har hög kalkverkan. Arbetet med miljömålet underlättas alltså av askåterföring.

4.2.3 Giftfri miljö

Genom att askan inte får innehålla mer tungmetaller än vad som tagits ut från hygget ökar inte mängden tungmetaller i skogen, förutsatt att den återförs till liknande marker varifrån GROTen kom. Askåterföring bör därför inte påverka uppfyllandet av miljömålet "Giftfri miljö" negativt. En reservation bör ges med hänsyn till denna undersöknings resultat som visar att blandproverna innehöll mer tungmetaller än såväl barr som grenar. Sannolikt berodde det på kontaminering av mineraljord från platsen där GROTen insamlades. Om så är fallet, så återförs inte mer tungmetaller än vad som togs bort. Det finns dock en möjlighet att blandprovernas högre halter orsakades av andra tungmetallkällor. I detta fall finns en risk att mer tungmetaller återförs än vad som togs bort.

4.2.4 Säker strålmiljö

Aska kan innehålla Cesium-137 vilket är ett problem ur strålskyddssynpunkt. Det är dock endast en liten del av biobränsleaskan i Sverige, ca 10 %, som innehåller så pass höga mängder cesium att askan inte bör återföras till skogsmark (Statens strålskyddsinstitut, 2003). Det är främst utefter Norrlandskusten samt i Gävletrakten som kontaminerad aska till följd av radioaktivt nedfall är ett problem.

4.2.5 Ingen övergödning

Vid askåterföring som kompensation för näringsuttag i form av biomassa tillförs ingen extra näring. Risk för övergödning finns ändå då askåterföring på riktigt bördiga marker kan leda till kväveutlakning, särskilt på hyggen. Detta problem utreds i avsnitt 2.3.2 i uppsatsen. För att minska risken att näringen spolats iväg skall askåterföring undvikas på tjälad mark och på mycket blöt mark. Askåterföring skall enligt Skogsstyrelsen ske för att skogsmarken inte ska utarmas på lång sikt. Övergödning till följd av askåterföring är inget större problem i Norrland men bör ändå beaktas. Vilken inverkan askåterföring har på uppfyllandet av miljömålet beror på vilka marker som avses och vilket område i landet som avses.

4.2.6 Levande sjöar och vattendrag samt

Grundvatten av god kvalitet

Askåterföring motverkar försurning, vilket är ett av de största problemen i vattendragen idag. Aska kan i bördiga områden leda till ökad kvävebelastning av vattendrag, men sammantaget främjar askåterföring uppfyllandet av miljömålet ”levande sjöar och vattendrag”. Aska kan påverka grundvattnet på flera sätt. pH höjs vilket nästan alltid är positivt, men näringsämnen kan också lakas ut. Vid risk för påverkan på grundvattnet ska reglerna i Miljöbalken om miljöfarlig verksamhet tillämpas. Askåterföring kan alltså påverka grundvattnet vid speciella förhållanden såsom höga markvattennivåer och ökad nitrifikation på bördiga marker.

4.2.7 Levande skogar

Askåterföring är ett hjälpmedel att uppfylla miljömålet ”Levande skogar”. I askan finns näringsämnen och baskatjoner som tagits bort från hygget vid skörd. På riktigt svaga marker finns risk för kortsiktiga tillväxtminskningar. Askåterföring på sådana marker kan leda till att miljömålet motverkas. Återföringen av näringsämnen bör dock på sikt underlätta uppfyllandet av miljömålet även på svaga marker.

4.2.8 Ett rikt växt- och djurliv

Uttag av avverkningsrester skadar de arter som lever av död ved. Grov död ved är dock viktigare än klen död ved eftersom fler specialiserade arter lever endast av grov död ved. För att inte missgynna de arter som lever av klen död ved, bör en femtedel av avverkningsresterna lämnas kvar på hygget. Vissa arter gynnas av askåterföring medan andra kan skadas. När aska återförs ökar pH i marken vilket gynnar många arter. Askan kan dock orsaka skador på bl.a. mossor och mykhorrisa (bl.a. Dynesius, 2005). Askan bör därför vara välstabiliserad och inte spridas där markvegetationen består av vitmossa (Skogsstyrelsen, 2007a). Askåterföringens effekt på miljömålet ”ett rikt växt- och djurliv” är alltså svår att bedöma. Om hänsyn tas att inte sprida aska på känsliga miljöer kan askans kalkningseffekt gynna flertalet arter.

4.3 ANALYS AV LÄMPLIGA MARKER FÖR ASKÅTERFÖRING I JÄMTLAND

4.3.1 Analysram

Denna analys av lämpliga marker för askåterföring i Jämtland bygger på två huvudkriterier:

1. Askan ska spridas i områden där den inte stör miljön på ett dramatiskt sätt, dvs. askan ska främja miljömässiga intressen.

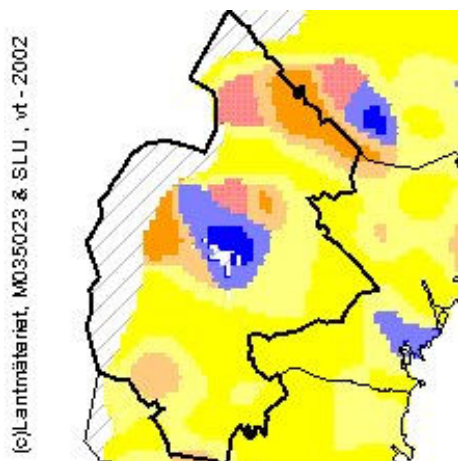
2. Askan ska spridas i områden där kostnaden blir så liten som möjligt, dvs. askan ska främja ekonomiska intressen hos de inblandade aktörerna.

4.3.2 Surhetsgrad

Markens surhet beskrivs som koncentrationen av vätejoner i det markvatten som står i kontakt med den fasta markfasen (Brandtberg & Simonsson, 2005). Vätejonkoncentrationen i markvattnet bestämmer tillgängligheten av näringsämnen och lösligheten av giftiga metaller. Försurning har varit ett av de största miljöproblemen under senare år. I Sverige är Västkusten värst drabbad. I Jämtlands län finns numera inga kraftigt försurade sjöar, drygt 90 % är nära neutrala. Vissa sjöar är dock beroende av kalkning för att säkerställa att florin och faunan inte skadas av antropogen försurning (Miljömålsportalen, 2007). Surhetsgraden i markens B-horisont skiljer sig mellan olika områden i Jämtland (Figur 20). Runt Storsjön är surhetsgraden låg beroende på kalkberggrunden. Jordarternas modernmaterial i norra och västra Jämtland består istället av svårvittrade silikatbergarter. Där är känsligheten för försurning större (Miljömålsportalen, 2007).

Aska kan ge en nyttig kalkningseffekt på områden med hög surhetsgrad. Sådana områden är enligt figur 20 få i Jämtland. Askan gör mest nytta ur försurnings-synpunkt om den sprids utanför Storsjöområdet, där surhetsgraden redan är låg. Stabiliserad aska löses upp sakta, under ett tiotal år. Det är först när pH i markens humusskikt når över 7, som risken för tillväxtminskningar hos gran och tall ökar betydligt (Odén, 2007).

I kalkstensområdet kring Storsjön ligger pH i humusskiktet (dvs. O-horisonten) runt 5 eller strax däröver (Figur 21). Då pH-skalan är logaritmisk krävs det mycket för en höjning från pH 5 till pH 7. Att sprida aska på mark med pH runt 5 bör alltså inte vara något problem. Granens stora upptag av baskatjoner försurar också sakta marken och försurning permanentas då biomassa skördas. Denna biologiska försurning sker kontinuerligt, liksom kalkstensvitreringen, som dock ger motsatt effekt. Ur försurnings-synpunkt är det alltså bäst att sprida askan i de delar av Jämtland som har hög surhetsgrad, men det gör ingen skada att sprida askan på marker med högt pH. Om askan har förhöjda halter tungmetaller kan det till och med vara bra om marken har högt pH-värde, då de flesta tungmetaller är immobiliserade vid höga pH-värden, dock ej arsenik (Lax, 2007).



- Låg surhetsgrad (klass 1-2)
- Måttlig surhetsgrad (klass 3)
- Hög surhetsgrad (klass 4)
- Mycket hög surhetsgrad (klass 5)

Fig. 20. Dominanskarta över surhetsstillståndet i B-horisonten i Jämtland. Dataunderlaget till kartan är från åren 1993-2002. Färgskalan visar vilken klass som är vanligast förekommande i respektive ruta. I rutor som markerats med ljusare färgintensitet tillhör mindre än 50 % av pröytorna den dominanta klassen. Där det är svag dominans kan fördelningen mellan klasserna i princip vara helt jämn.

(Miljömålsportalen, 2007)

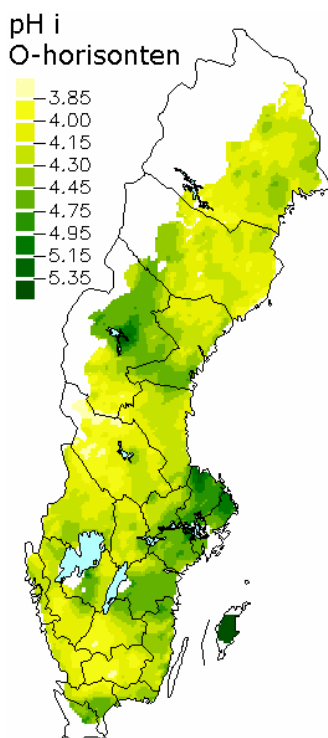


Fig. 21. pH i O-horisonten i svenska skogsmarker. (SLU Markinfo, 2007)

4.3.3 Bördighet och näringsstatus

Detta kriterium kan ses ur två olika perspektiv. Enligt Skogsstyrelsens mål är en av de två huvudledningarna till att återföra aska i Sverige att skogsmark där GROT tagits ut inte ska utarmas på sikt. Den andra är att motverka försurning. I detta sammanhang är det logiskt att återföra askan där GROT tagits ut. Markens näringsstatus kan försämrats något när GROT tas ut, beroende på de markspecifika betingelserna. Om näring förs bort på svaga marker bör det kunna få större konsekvenser än på rikare marker där näringsbristen är måttlig. Aska bör därför återföras främst där GROT tagits ut, särskilt om flera uttag gjorts under gallringar eller liknande. Svaga marker bör gå före andra marker.

Ur det andra perspektivet ligger tillväxten i fokus. Då askåterföring kan ge tillväxtökningar på bördigare marker och tillväxtminskningar på svagare marker (avsnitt 2.2.3 och 2.3.1) bör aska främst återföras till bördigare marker. Då aska återförs/tillförs till svagare marker kan ett kvävetillskott behöva övervägas, för att undvika eventuella tillväxtminskningar.

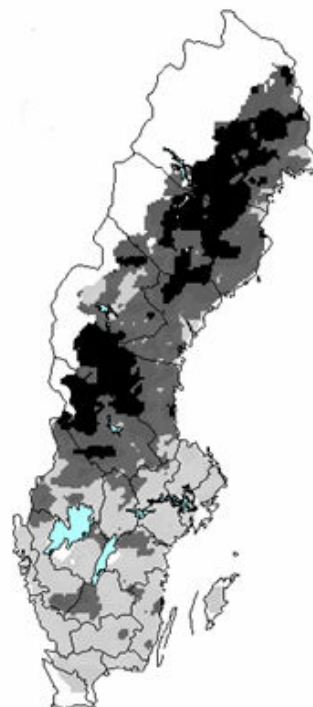


Fig. 22. Kol/kväve-kvot i svenska skogsmarker. Ljus färg: C/N<28. Mörkegrå färg: C/N ca 30. Svart färg: C/N>32. (Energimyndigheten, 2006)

Svaga tillväxtökningar efter askåterföring kan förväntas i områden där kol/kväve-kvoten är lägre än 28. Norr om Storsjön finns två större sådana områden. (Figur 22) Svaga tillväxtminskningar kan däremot förväntas där kol/kvävekvoten är högre än 32. Ett stort sådant område sträcker sig från södra Jämtland till Härjedalen (Figur 22). I Nordjämtland finns

ett mindre sådant område. Övriga Jämtland har en kol/kväve-kvot på ca 30, vilket betyder att tillväxten inte bör påverkas av askåterföring där.

Sammantaget kan sägas att aska främst bör återföras till de marker där skogsbränsle tagits ut, för att upprätthålla markens näringsstatus. Då aska återförs till marker med lågt kväveinnehåll kan kvävetillsats övervägas för att undvika att ytterligare kväve binds upp och blir otillgängligt för träden, i samband med askåterföring. Sådana marker, där kvävetillsats bör övervägas, finns främst i södra Jämtland, söder om Storsjöns sydspets. Mer gynnsamt är att sprida aska i centrala Jämtland där bördigheten är högre.

4.3.4 Jordart- fastmark och torvmark

Huvuddelen av skogsbränslet tas från fastmark och askan bör därför också återföras till samma fastmarker, för att inte markens näringsstatus ska försämrats. Har GROT tagits ut från torvmarker är det dock desto viktigare att återföra aska dit, då dessa marker i mycket mindre utsträckning tillförs näring via vittring.

Dominerande ägoslagsklass

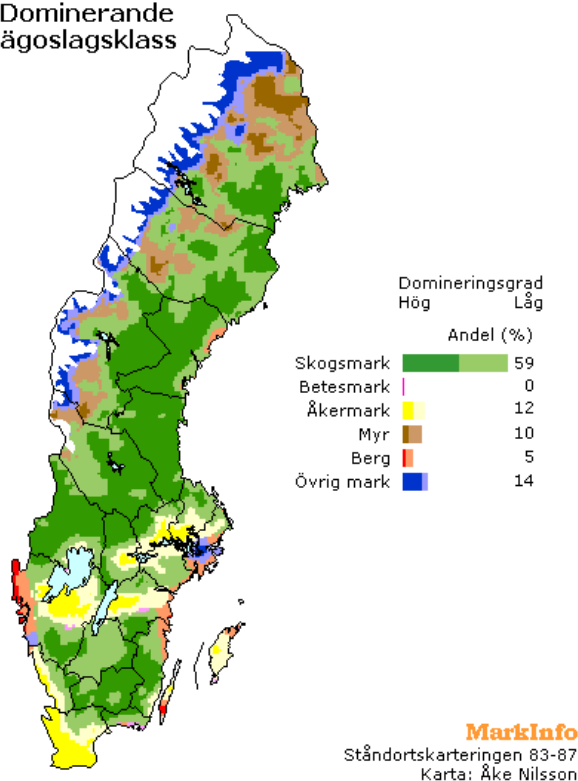


Fig. 23. Marktyper i Sverige.
(SLU Markinfo, 2007)

Skogsmark dominerar Storsjöbygden och Östjämtland (Figur 23). Askstillförsel till torvmark kan öka produktionen kraftigt (avsnitt 2.2.4), men detta är inte det primära syftet med askåterföring ur Skogsstyrelsens perspektiv. Det finns heller inget hinder att tillföra aska till torvmark där GROT inte tagits ut, så

länge hänsyn tas till naturvärdena på platsen. Bl.a. vitmossearter kan få brännskador av dåligt stabiliserad aska. Försiktighet bör därför iakttas då dessa är vanliga på torvmarker.

Utifrån detta resonemang bör askan i första hand spridas på de skogsmarker där GROT tagits ut, vilka det finns mest av i centrala och östra delarna av Jämtland. I andra hand kan askan spridas på utvalda myrmarker. Har GROT tagits ut från torvmarker är det ur näringssynpunkt viktigare att återföra aska till dessa marker än till fastmarker.

4.3.5 Trädslag

Dominerande trädskiktsklass

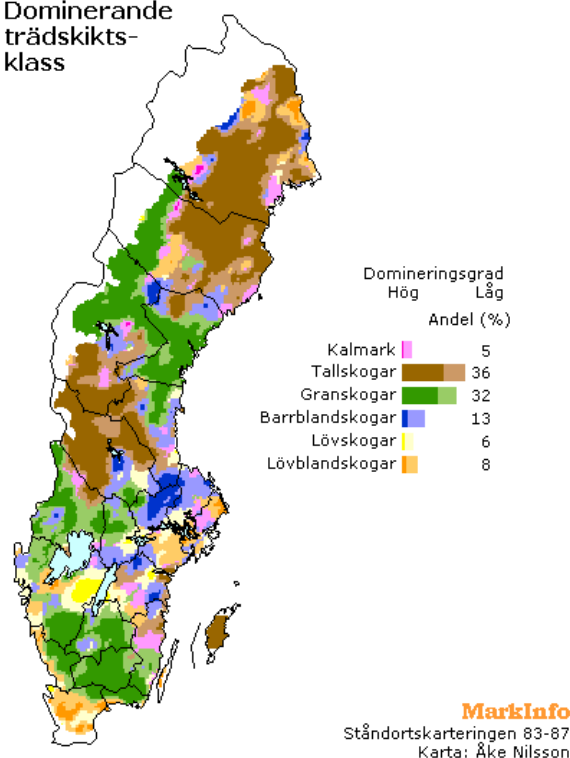


Fig. 24. Trädskiktsklasser i Sverige.
(SLU Markinfo, 2007)

Det är främst vid förnygringsavverkningar som skogsbränsle tas ut. Hittills har volymerna uttaget skogsbränsle från röjningar och gallringar varit små. Då mängden grenar och toppar blir störst på bördig granmark, är det dessa marker som är mest aktuella för GROT-uttag. Lönsamheten för GROT-uttag är sällan tillräcklig på tallmark, eftersom tall har betydligt mindre mängd biomassa utöver stamveden än gran. Talltoppar är också viktiga för många skogslevande nedbrytare, och därför bör en större andel talltoppar lämnas på hygget. Mängden GROT från tallmarker blir alltså vanligtvis mindre än från granmarker.

Granskogar dominerar i norra Jämtland och tallskogar i södra Jämtland och Härjedalen (Figur 24). Runt Storsjön finns ett område dominerat av barrblandskogar. Vilket trädslag som dominerar speglar förstås bördigheten, tallområdet i Sydjämtland har en lägre bördighet än resten av Jämtland öst om fjällkedjan, beroende på de sandiga jordarna i Sydjämtland. Det bör i första hand vara gran- och blandskogarna som är aktuella för askspredning.

4.3.6 Tungmetallinnehåll

Även denna egenskap kan bedömas på två olika sätt. Antingen återför man tungmetallhaltig aska till likartade marker med höga bakgrundsvärden; eller så återför man askan till marker med låga värden så att inte de tungmetallhaltiga markerna belastas ytterligare.

Skogsstyrelsens policy är att inte mer tungmetaller och arsenik ska återföras än som tagits ut. Aska ska alltså i första hand återföras till marker som i tungmetallhänseende liknar dem där askan härstammar ifrån. Organismer på marker som sedan länge är tungmetallbelastade p.g.a. berggrundsmaterialet har sannolikt utvecklat en bättre förmåga att leva under sådana betingelser, än organismer levande på annan mark.

GROTen tas i Jämtland till största delen från Storsjöområdet, och detta område har starkt förhöjda markvärden av alla de undersökta tungmetallerna utom krom, som har en helt annan utbredning. De övriga undersökta tungmetallerna har en mycket likartad utbredning i Jämtland. Askan kommer från ett område med mycket tungmetaller och bör också återföras dit.

4.3.7 Närhet till Östersunds kraftvärmeverk

De faktorer som främst påverkar hur stor kostnaden blir för askåterföring är tillgången på rationella volymer, närheten till spridningslokaler och möjligheten att mellanlagra askan på egen deponi (Segerud, 2004).

I dagsläget är det i första hand från kraftvärmeverket i Östersund det är aktuellt att hämta aska, för spridning i Jämtland. Lokalerna bör ligga så nära kraftvärmeverket som möjligt, som längst 100 km bort men helst närmare än 50 km. Även detta sammanfaller med de lokaler varifrån den mesta GROTen hämtas.

4.3.8 Slutsats

Askan bör spridas på relativt bördiga ($C/N \leq 30$) granmarker i centrala Jämtland. Ur tungmetallperspektiv samt transportperspektiv är Storsjöområdet klart bäst. Det enda som talar emot detta är surhetsgraden. Antropogen försurning är inget problem i

detta område. Sammantaget måste ändå sägas att området kring Storsjön har de bästa egenskaperna för askspredning ur ett Norrlandsperspektiv.

4.4 KONKLUSIONER

4.4.1 Finns det lämpliga marker för askåterföring i Jämtland?

Att de jämtländska markerna är mindre försurningspåverkade talar inte för att askåterföring är mindre behövligt i Jämtland än på andra håll, då askan kompenserar för förluster av näringsämnen och baskatjoner orsakade av GROT-uttag i bestånden.

Den relativt låga bördigheten i vissa områden i Jämtland gör att kvävegödsling kan vara en god idé vid askåterföring, men de övriga näringsämnen som askan innehåller kan i sig öka tillväxten och hälsan hos skogen.

Marker med lågt metallinnehåll bör undvikas att belastas med askor med högt innehåll av tungmetaller. I områden med högt markinnehåll är sannolikheten större att organismerna anpassat sig till ett högre innehåll. En "utspädningseffekt", dvs. att sprida aska med högt tungmetallinnehåll på marker med låga bakgrundsvärden, är därför ej önskvärt. I doser upp till 2 ton ha^{-1} bör askor med ett tungmetallinnehåll i nivå med, eller endast marginellt över Skogsstyrelsens gränsvärden inte göra någon skada. Om tillstånd ges att sprida aska som marginellt överskrider maxvärdena, kan en övervägning göras huruvida en mindre dos per areal bör spridas, t.ex. 1-1,5 ton ha^{-1} istället för 2-3 ton ha^{-1} .

Det finns mark i Jämtland som skulle vara lämplig för askspredning. Det avgörande för om askåterföring kan komma till stånd är främst att askans tungmetallinnehåll håller sig på en låg nivå, att hanterings- och transportkostnaderna är rimliga samt att det finns intresserade markägare. Om det går att få till stånd avtal med större markägare nära Östersund och tungmetallinnehållet är rimligt i askan bör det finnas goda möjligheter till askåterföring i Jämtland.

4.4.2 Finns det en korrelation mellan höga halter tungmetaller i mark och i GROT?

I denna undersökning har endast ett svagt samband kunnat påvisas mellan tungmetallinnehållet i mark och i barr och grenar. Frånvaron av ett tydligare samband kan bero på endera att inget sådant samband existerar, eller att den spatiella spridningen i marken är för stor med hänsyn till det relativt stora avståndet mellan GROT-lokal och markprovtagningsplats.

Barrproverna innehåller mer tungmetaller än medianen i Sverige, vilket kan tyda på att träden över lag tar upp mer tungmetaller än på andra platser i Sverige. Grenproverna innehåller däremot mycket lite tungmetaller vilket strider mot denna tes. Jag har inte funnit någon förklaring till varför grenprover från Jämtland skulle innehålla mindre tungmetaller än genomsnittet, då markerna överlag innehåller mer av dessa ämnen än i andra områden i Sverige. En teori skulle kunna vara att träden fördelar upptagna tungmetaller annorlunda på marker med högre koncentrationer, dvs. att mera tungmetaller skulle lagras i barr- än i grenarna. Detta skulle kunna vara föremål för vidare studier. Barr- i denna studie borstades inte rena utan torkades endast. Mineralpartiklar på barr- kan ha gett högre tungmetallhalter i barrproverna.

4.4.3 Vad följer med GROTen till kraftvärmeverket?

Resultaten av undersökningen tyder på att sammansättningen i askan efter förbränning inte bara påverkas av tungmetallinnehållet i barr och grenar, utan att tungmetaller även tillförts på annat sätt. Detta skulle kunna vara mineralpartiklar som blandats in i GROTen under behandling på hygget. Hur GROTen hanteras, t.ex. att GROT-högarna inte körs över med skogsmaskinerna, kan ha stor betydelse för hur mycket bimaterial som följer med vid uttag.

4.4.4 Finns förklaringen till varför krom och arsenik har förhöjda värden i askan, i markernas geokemi?

4.4.4.1 Krom

Det finns relativt lite krom i marken i de områden i Jämtland, främst kring Storsjön, där GROTen till Östersunds kraftvärmeverk tas. De låga halterna i marken i Storsjöområdet samt i de analyserade barr- och grenproverna indikerar att huvuddelen av kromet i askan inte kommer från GROTen. När prov tas på GROTen i helhet (Avsnitt 4.1.2) ökar dock krominnehållet väsentligt. Föroreningar i form av jordpartiklar och annat kan ha en inverkan. Fortsatta undersökningar av ursprunget till kromet i askan behövs.

Torv innehåller också relativt mycket krom. Torvaska i Sverige innehåller i genomsnitt ca 120 ppm krom, vilket är högre än Skogsstyrelsens riktvärden för krominnehåll i biobränsleaska, 100 ppm (SGU, 2007c). Kromet skulle därför kunna komma från torv i bränsleblandningen, eller från CCA-behandlat virke som kommit genom sorteringen. Lite CCA-virke kan ge stora utslag på askans krominnehåll, då koncentrationerna av krom i CCA-virke är höga, medianen ligger på 60 ppm (Krook, 2003).

För att bestämma om kromet är minerogent, dvs. kommer från marken via GROT eller torv, kan man

analysera innehållet av titan. Det finns vanligtvis en stark korrelation mellan titan och minerogent krom i marken. Om korrelationen är god mellan krom och titan visar detta att kromet beror på en naturlig förekomst i berggrunden. Är korrelationen däremot dålig, dvs. om krominnehållet starkt överstiger titaninnehållet i askan, betyder det att kromet kommer från en förorening, t.ex. impregneringsmedel. Titan finns inte i impregneringsmedel (Lax, 2007).

4.4.4.2 Arsenik

Arsenikhalten i askan kan delvis förklaras av innehållet i barr- och bimaterialet i GROTen. Barrproverna innehöll i flera fall mycket högre koncentrationer än Skogsstyrelsens prover från andra delar av Sverige. Tallfraktionerna från Jämtland verkar också innehålla ovanligt höga koncentrationer av arsenik.

Vattenfri torv innehåller i genomsnitt i Sverige ca 4,3 ppm arsenik (SGU, 2007c). Stycketorv och frästorv har en askhalt på ca 5 % (Neova, 2007) vilket ger en arsenikkoncentration på ca 80-90 ppm i torvaska. Det är tre gånger högre än Skogsstyrelsens riktvärde för biobränsleaska. Arseniken kan alltså ha sitt ursprung i torv i bränsleblandningen. Möjligheten finns också att delar av arseniken kommer från CCA-virke. Medianhalten arsenik i CCA-virke är 53 ppm (Krook, 2003), vilket är mycket högt jämfört med andra bränslen.

Arsenikinnehållet i askan kan alltså i högre grad än kromet förklaras av innehållet i GROTen. Det är dock fortfarande osäkert hur mycket av arseniken som kommer från GROTen och hur mycket som har annat ursprung.

4.5 VIDARE STUDIER

För att utröna om det finns en korrelation mellan höga halter tungmetaller i mark och i GROT behövs en mer riktad studie. Ett förslag vore att titta på två populationer med väldigt olika markkemi, ett område med mycket tungmetaller i marken och ett område med lite tungmetaller. Kanske behövs flera populationer med gradvis olika tungmetallinnehåll. Träddelar skulle sedan tas från exakt samma platser som där markproverna gjorts. Jämförelsen skulle sedan göras element för element. På detta vis skulle det gå göra en mer riktad studie över korrelationen mellan mark- och GROT-innehåll.

Det vore också intressant att studera om tall vanligtvis tar upp mer tungmetaller ur marken än gran; samt att undersöka hur mycket minerogent material som följer med GROT och vilken roll det spelar för tungmetallinnehållet i biobränsleaska.

4.6 SLUTSATSER I KORTHET

- Barrprover från Jämtland innehåller mer tungmetaller än genomsnittet i Sverige. Grenproverna innehåller istället mindre tungmetaller än genomsnittet.
- Prover med ej sorterat GROT-material innehåller i flera fall mer tungmetaller än sorterat och borstat barr- och grenmaterial från samma lokaler.
- Tungmetallinnehållet i barr och grenar förefaller inte vara något problem med hänvisning till Skogsstyrelsens anvisningar. Däremot tycks kontaminering av GROT under hanteringen samt inblandning av restvirke och torv kunna ge upphov till höga tungmetallhalter.
- Arsenikinnehållet i askan från kraftvärmeverket i Östersund kan delvis förklaras av GROTens arsenikinnehåll. Det är dock troligt att huvuddelen av kromet i askan inte kommer från GROTen.
- Korrelationen mellan mark och GROT är mycket liten i undersökningen, beroende på stor spatiell variation i kombination med att avstånden mellan lokalerna för SGU:s markprover och GROT-proven är alltför långa.
- Lämpligt område för askåterföring i Jämtland är främst Storsjöområdet, främst beroende på en hög bördighet, högt tungmetallinnehåll samt kort transportsträcka från kraftvärmeverket i Östersund.

TACK

Jag vill tacka alla er som ställt upp på olika sätt och kommit med idéer och förslag under arbetets gång.

Först och främst tack till min handledare vid Inst. för skoglig marklära, Mats Olsson, för snabb respons, många bra förslag och värdefullt stöd under arbetet. Tack också till er andra vid Inst. för skoglig marklära.

Stort tack även till Jämtkraft AB och särskilt tack till mina handledare där: Elin Vinger som initierade examensarbetet, Jonas Lundquist som gett mig många råd och tips under arbetets senare del och Nils Nyström som bidragit med kunskap om de tekniska processerna. Tack också till er andra på företaget för att ni hjälpt mig tillrätta och gjort fikarasterna trevliga. Det har varit mycket intressant och givande att få genomföra examensarbetet i samarbete med Jämtkraft!

En annan person som gett mig ovärderlig hjälp och uppmuntran är Kaj Lax vid SGU i Uppsala.

Karin von Arnold vid Skogsstyrelsen i Jönköping har bidragit med stor kunskap om askåterföring.

Slutligen vill jag tacka Allan Lundkvist och Gunilla Lundberg vid Inst. för markvetenskap, SLU samt de anställda vid Jädraås skog och mark för att ni hjälpte mig under bearbetningen och analysen av proverna.

Publiceringstillstånd angående foton

Tillstånd har erhållits från Skogsstyrelsen att publicera fotot på framsidan samt foton i figur 2 och 3.

Publiceringstillstånd angående markgeokemiska kartan

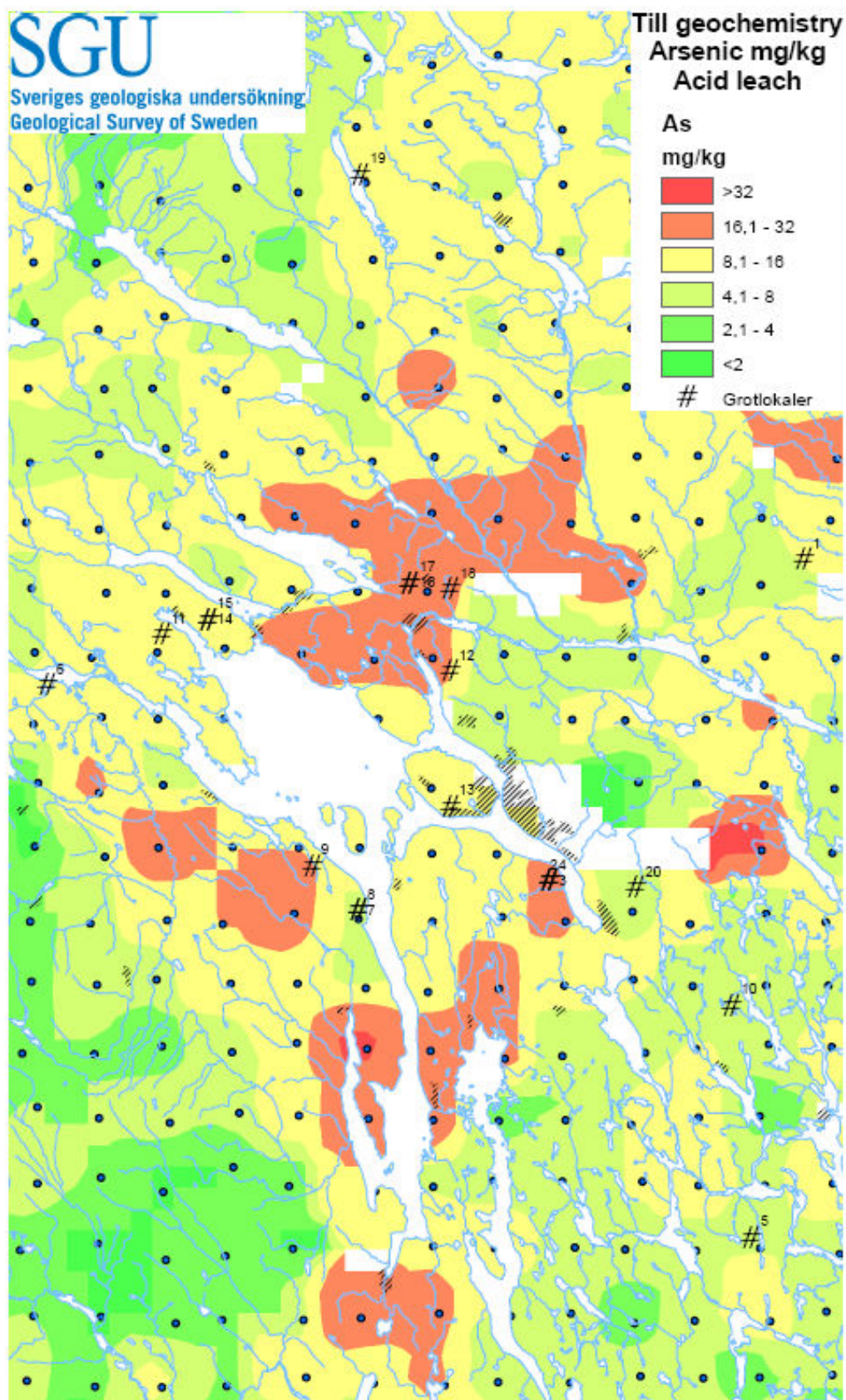
Sveriges geologiska undersökning (SGU) medger Ingegerd Backlund rätt att använda utdrag från markgeokemiska kartan som underlag för sitt examensarbete på Sveriges lantbruksuniversitet.

REFERENSER

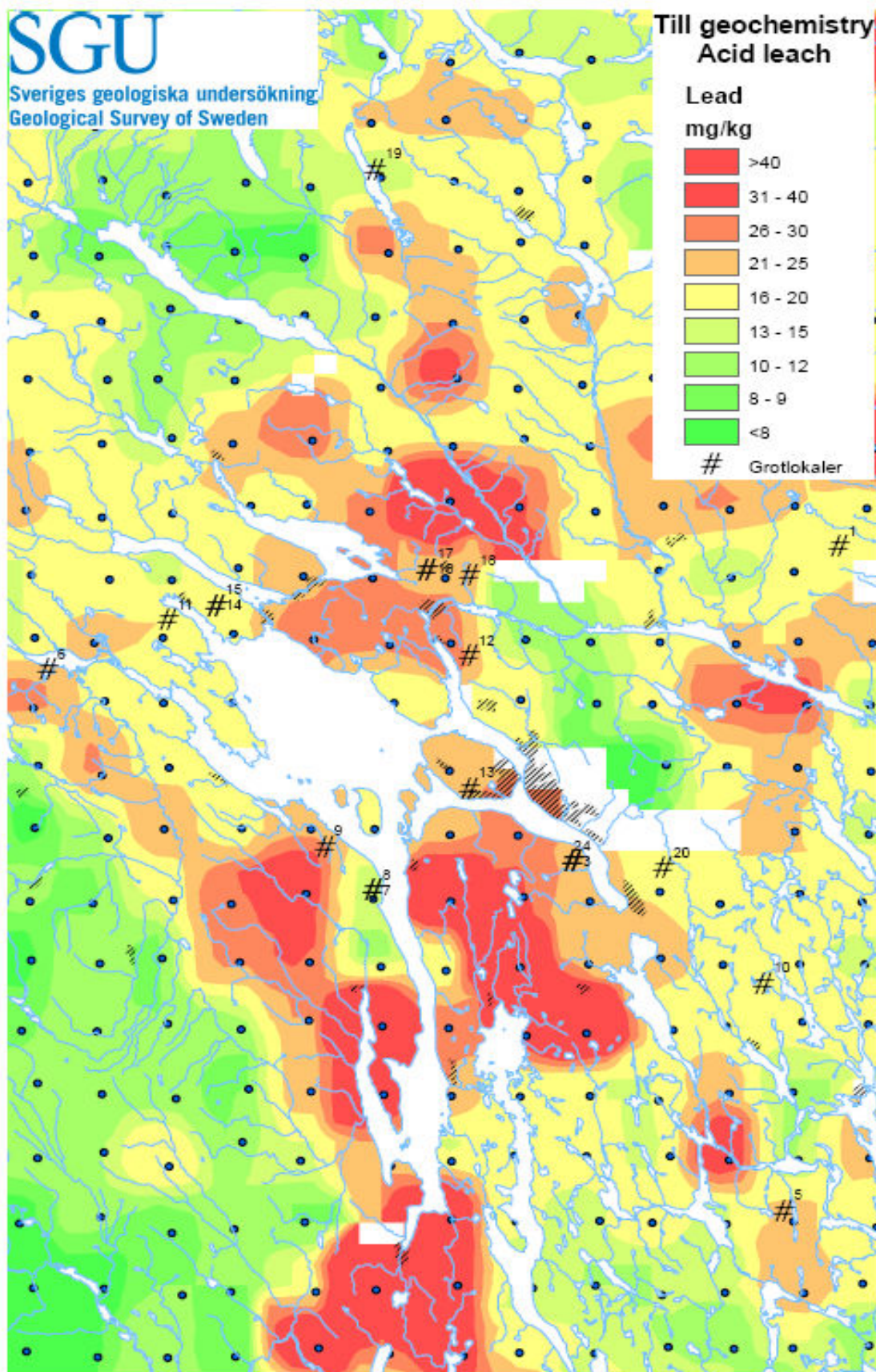
- Aronsson, A. & Ekelund, N. 2004. *Biological Effects of Wood Ash Application to Forest and Aquatic Ecosystems*. Journal of Environmental Quality 33: 1595-1605.
- Arvidsson, H. 2001. *Wood ash application in spruce stands. Effects on ground vegetation, tree nutrient status and soil chemistry*. Doctoral dissertation. Acta Universitatis Agriculturae Sueciae, Sylvestria 221.
- Brandtberg, P-O & Simonsson, M. 2005. *När markerna surna*. Fakta skog Nr 15, 2005, SLU. 4 s.
- Dynesius, M. 2005. *Effekter av askåterföring på skogsväxters mångfald*. Projektrapport TB 05/3. Energimyndigheten, Eskilstuna. 25 s.
- Emilsson, S. 2006. *Handbok från skogsbränsleuttag till askåterföring*. Skogsstyrelsen och RecAsh. 56 s.
- Energimyndigheten. 2006. *Miljöeffekter av skogsbränsleuttag och askåterföring i Sverige- En syntes av Energimyndighetens forskningsprogram 1997 till 2004*. 211 s.
- Ernfors, M., Klemetsson, L., von Arnold, K. & Stendahl, J. *Skog på torvmark källa för lustgas*. Lustra årsrapport 2005. s. 15-17.
- Hansen, H.K., Pedersen, A.J., Ottosen, L.M., Villumsen, A. 2001. *Speciation and mobility of cadmium in straw and wood combustion fly ash*. Chemosphere 45: 123-128.
- Hånell, B. 2004. *Arealer för skogsgödsling med träaska och torvaska på organogena jordar i Sverige*. Värmeforsk. Rapport 872. 79 s.
- Jacobson, S. 1997. *Återföring av aska kan ge tillväxtförluster*. Skogforsk Resultat Nr 23 1997. 4 s.
- Jacobson, S. 2003. *Addition of stabilized wood ashes to Swedish coniferous stands on mineral soils – effects on stem growth and needle nutrient concentrations*. Silva Fennica 37(4): 437-450.
- Johansson, M-B, Nilsson, T & Olsson, M. 1999. *Miljökonsekvensbeskrivning av Skogsstyrelsens förslag till åtgärdsprogram för kalkning och vitalisering*. Rapport I 1999, Skogsstyrelsens förlag, Jönköping. 172 s.
- Karlton, E. 2007. *From soil to waste*. Förlaga till bokkapitel.
- Kjellin, J. 2004. *XRF-analys av förorenad mark- undersökning av felkällor och lämplig provbearbetning*. Examensarbete 20p Civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik. Inst. för geovetenskaper. Uppsala Universitet. 66 s.
- Krook, J. 2003. Contamination in Swedish waste wood environmental implications, sources and waste management strategies. Lic. Thesis. Linköping University, Department of Mechanical Engineering, Environmental Technology and Management, LiU-Tel-LIC-2003:67.
- Lantmäteriet. 2007. *Sverigekartan*. <http://geoimager.lantmateriet.se/dkny/index.php> (Besökt 2007-08-12)
- Lax, K. 2007. Enheten för miljö och geokemi, SGU, Uppsala. Personligt meddelande.
- Maljanen, M. et al. 2006. *Greenhouse gas fluxes of coniferous forest floors as affected by wood ash addition*. Forest Ecology and Management 237: 143-149.
- Miljömålsportalen. 2007. <http://miljomal.nu> (Besökt 2007-02-21)
- Naturvårdsverket. 2006. *Tungmetaller*. <http://www.naturvardsverket.se/index.php3?main=/dokument/fororen/metaller/tungmet.html> (Besökt 2007-03-12)
- Neova. 2007. *Torr*. <http://www.neova.se/index.php?id=209> (Besökt 2007-09-19)
- Nieminen, M., Piirainen, S., Moilanen, M. 2005. *Release of mineral nutrients and heavy metals from wood and peat ash fertilizers: Field studies in Finnish forest soils*. Scandinavian Journal of Forest Research 20: 146-153.
- Nohrstedt, H-Ö. 2001. *Response of Coniferous Forest Ecosystems on Mineral Soils to Nutrient Additions: A Review of Swedish Experiences*. Scandinavian Journal of Forest Research Vol 16 Nr 6, 2001, s. 555-573.
- Odén, P-C. 2007. Inst. för skoglig genetik och växtfysiologi, SLU, Umeå. Personligt meddelande.
- Olsson, M. 2007. Inst. för skoglig marklära, SLU, Uppsala. Personligt meddelande.
- Pasanen, J., Louekari, K., Malm, J. 2001. *Cadmium in wood ash used as fertilizer in forestry: risks to the environment and human health*. Finnish Ministry of Agriculture and Forestry, Publications 5/2001. 78 s.
- Pedersen, A.J. 2003. *Characterization and electrodynamic treatment of wood combustion fly ash for the removal of cadmium*. Biomass and Bioenergy 25: 447-458.
- Perkiömäki, J. & Fritze, H. 2005. *Cadmium in upland forests after vitality fertilization with wood ash – a summary of soil microbiological studies into the potential risk of cadmium release*. Biology and Fertility of Soils 41: 75-84.

- Persson, G. 1998. *Kräveomsättning*. Institutionen för miljöanalys, SLU.
<http://info1.ma.slu.se/Miljotillst/Eutrofiering/N-cykel.ssi>
 (Besökt 2007-04-13)
- Pohlandt-Schwandt, K., Salthammer, T., Marutzky, R. 2002. *Reduction of soluble chromate in wood ash by formaldehyde*. Biomass and Bioenergy 22: 139-143.
- Saarsalmi, A., Mälikönen, E., Kukkola, M. 2004. *Effect of wood ash fertilization on soil chemical properties and stand nutrient status and growth of some coniferous stands in Finland*. Scandinavian Journal of Forest Research 19: 217-233.
- Segerud, K. 2004. *Askans värde i skogen*. Nirak Energikon-sult, Stockholm. 25 s.
- SGU. 2005. *Mineralmarknaden, Tema: Arsenik*. Sveriges geologiska undersökning. Per. publ. 2005:4. 82 s.
- SGU. 2006. *Mineralmarknaden, Tema: Bly*. Sveriges geolo-giska undersökning. Per. publ. 2006:1.
- SGU. 2007a. *SGU kartlägger halterna av arsenik i enskilda brunnar*.
<http://www.sgu.se/sgu/sv/service/nyheter/nyheter-2006/arsenik-kartlagt.html>
 Besökt 2007-03-12
- SGU. 2007b. *Arsenik i dricksvatten från bergborrade brunnar*.
<http://www.sgu.se/sgu/sv/service/nyheter/nyheter-2005/arsenik2001-2004.html>
 Besökt 2007-03-09.
- SGU. 2007c. *Torv- kemisk sammansättning*.
<http://www.sgu.se/sgu/sv/samhalle/energi-klimat/torv/torv-kemi.html>
 Besökt 2007-09-18.
- SGU. 2007d. *SGU:s publika karttjänster*.
http://www.sgu.se/sgu/sv/produkter-tjanster/tjanster/kart-tjanst_start.htm
 (Besökt 2007-03-06)
- Sikström, U. et al. 2006. *Tillförsel av aska i tallskog på dikad torvmark i södra Sverige; Effekter på skogsproduktion, avgång av växthusgaser och vattenkemi*. Värmeforsk. Rapport 974. 63 s.
- Skogsstyrelsen. 2001. *Rekommendationer vid uttag av skogs-bränsle och kompensationsgödsling*. Meddelande 2 – 2001. 16 s.
- Skogsstyrelsen. 2007a. *Skogseko. Aska- en resurs*.
<http://www.skogsstyrelsen.se/episerver4/dokument/sks/p-rojekt/LBU%202007-2013/grotpdf.pdf>
 (Besökt 2007-05-20)
- Skogsstyrelsen. 2007b. *Grot-uttag och askåterföring. Aska är en resurs*.
<http://www.skogsstyrelsen.se/episerver4/templates/SNormalPage.aspx?id=34695&epslanguage=SV#> (Besökt 2007-08-20)
- SLU Markinfo. 2007. Institutionen för Skoglig marklära, SLU.
<http://www-markinfo.slu.se> (Besökt 2007-03-05)
- SLU Miljöanalys. 2007. *Metaller i sjöar och vattendrag- Arsenik*. <http://info1.ma.slu.se/Miljotillst/Metaller/as.ssi>
 (Besökt 2007-03-09)
- SLU Miljödata. 2007. *Tillståndet i svensk åkermark- Arsenik*.
<http://www-umea.slu.se/miljodata/akermark/As.htm>
 (Besökt 2007-03-09)
- SNF (Svenska Naturskyddsföreningen). 2007. *Bioenergi*.
<http://www.snf.se/verksamhet/energi/energifakta-biobransle.htm> (Besökt 2007-02-20)
- Statens strålskyddsinstitut. 2003. *Fördjupad utvärdering av miljökvalitetsmålet Säker strålmiljö*. 60 s.
- Sveriges nationalatlas. 2007. *Skogsmarkens bonitet*.
<http://www.sna.se/webbatlas/index.html> (Besökt 2007-03-06)
- Svebio (Svenska bioenergiföreningen). 2005. *GROT och askåterföring- ett brett ämne*. Bioenergi nr 6 2005.
<http://www.novator.se/bioenergy/BE0506/5-7.pdf> (Be-sökt 2007-08-30)
- Svebio (Svenska bioenergiföreningen). 2007.
<http://www.svebio.se/> (Besökt 2007-04-25)
- Theelin, G. 2006. *Vanlig aska gör underverk för skogen*. ATL Lantbrukets affärstidning, 8 april 2006.
<http://www.atl.nu/Article.jsp?article=34607> (Besökt 2007-03-29)
- Von Arnold, K. 2004. *Det gäller inte bara koldioxid – metan och lustgas inverkar på växthusgasutbytet mellan skogsmark och atmosfär*. Svenskt Miljöforum 2004, Norrköping.
- Westling, O. & Kronnäs, V. 2006. *Långsiktiga effekter av askåterföring på mark- och markvattenkemi i skog*. IVL Svenska Miljöinstitutet Rapport B 1670.
- Zetterberg, T., Akselsson, C., Westling, O. 2006. *Markvat-tenkemiska effekter vid spridning av aska på skogsmark- Slutrapport från ett 10-årigt dosförsök*. IVL Svenska Miljöinstitutet Rapport B 1658.

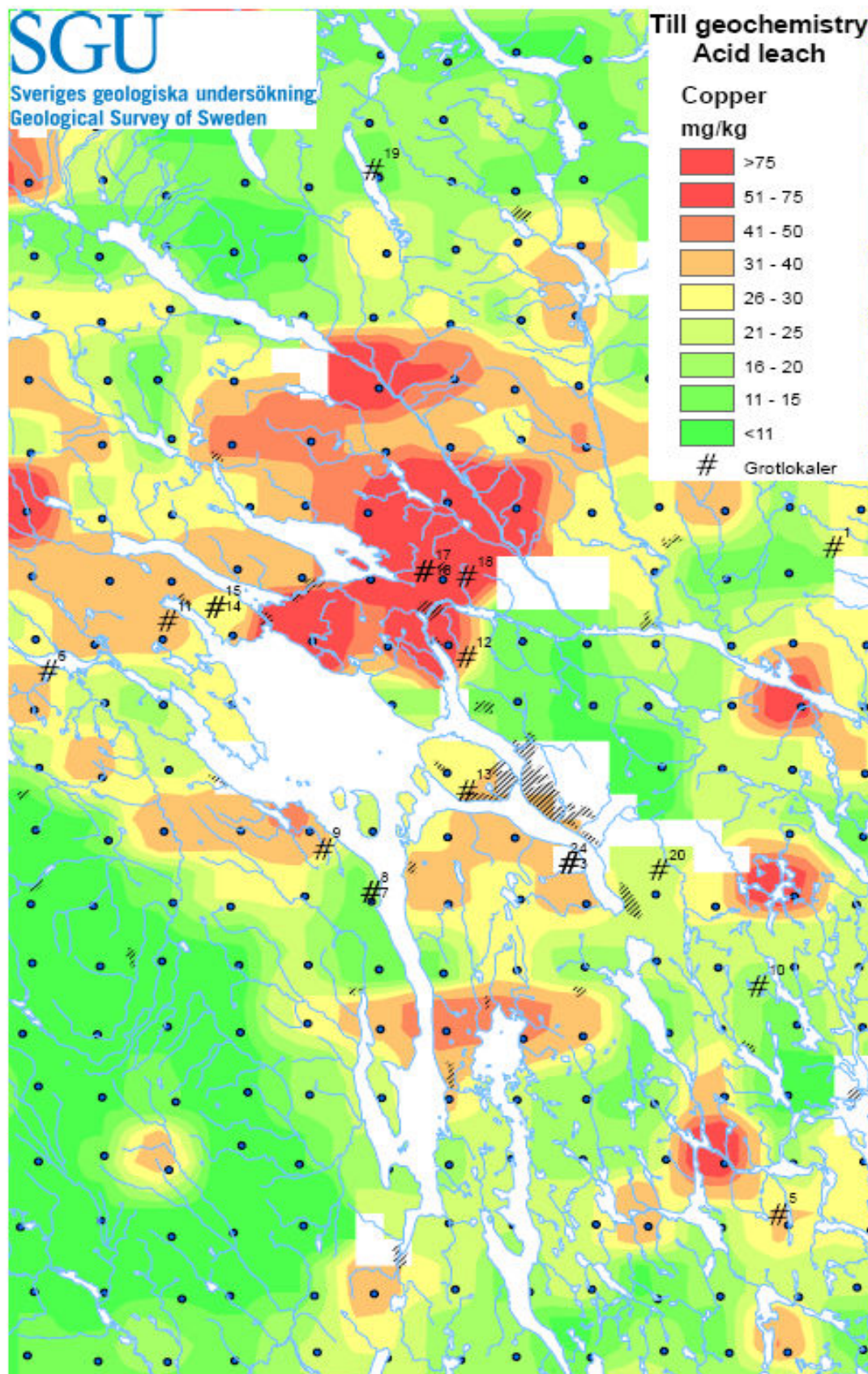
Bilaga 1. Fig. 25. Arsenikinhåll i moräners finfraktion i Storsjöområdet med GROT-lokalerna inprickade. (Från SGUs markgeokemiska karta. © Sveriges geologiska undersökning (SGU). Medgivande: 30-1683/2007.)



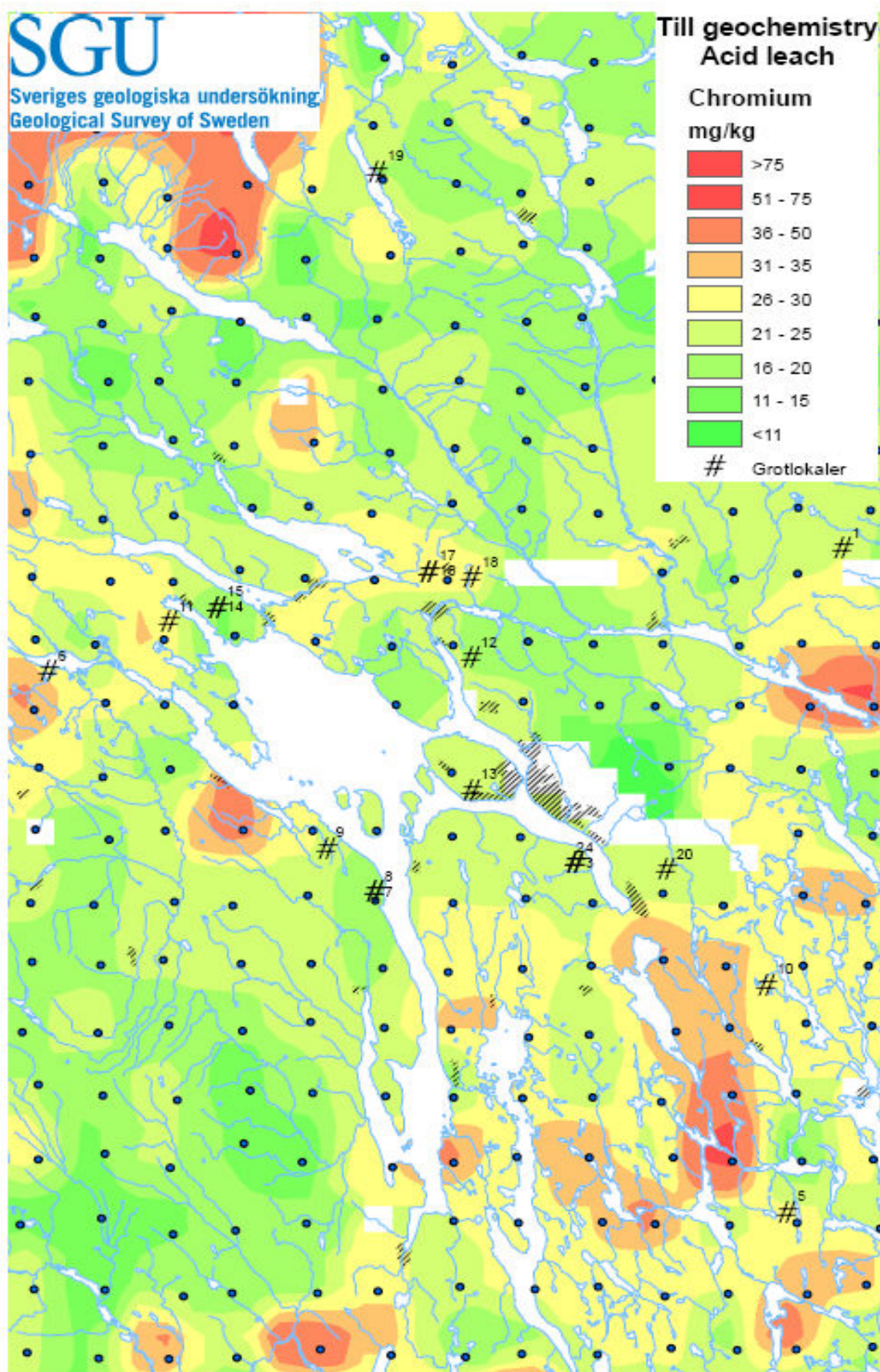
Bilaga 2. Fig. 26. Blyinnehåll i moräners finfraktion i Storsjöområdet med GROT-lokalerna inprickade. (Från SGUs markgeokemiska karta. © Sveriges geologiska undersökning (SGU). Medgivande: 30-1683/2007.)



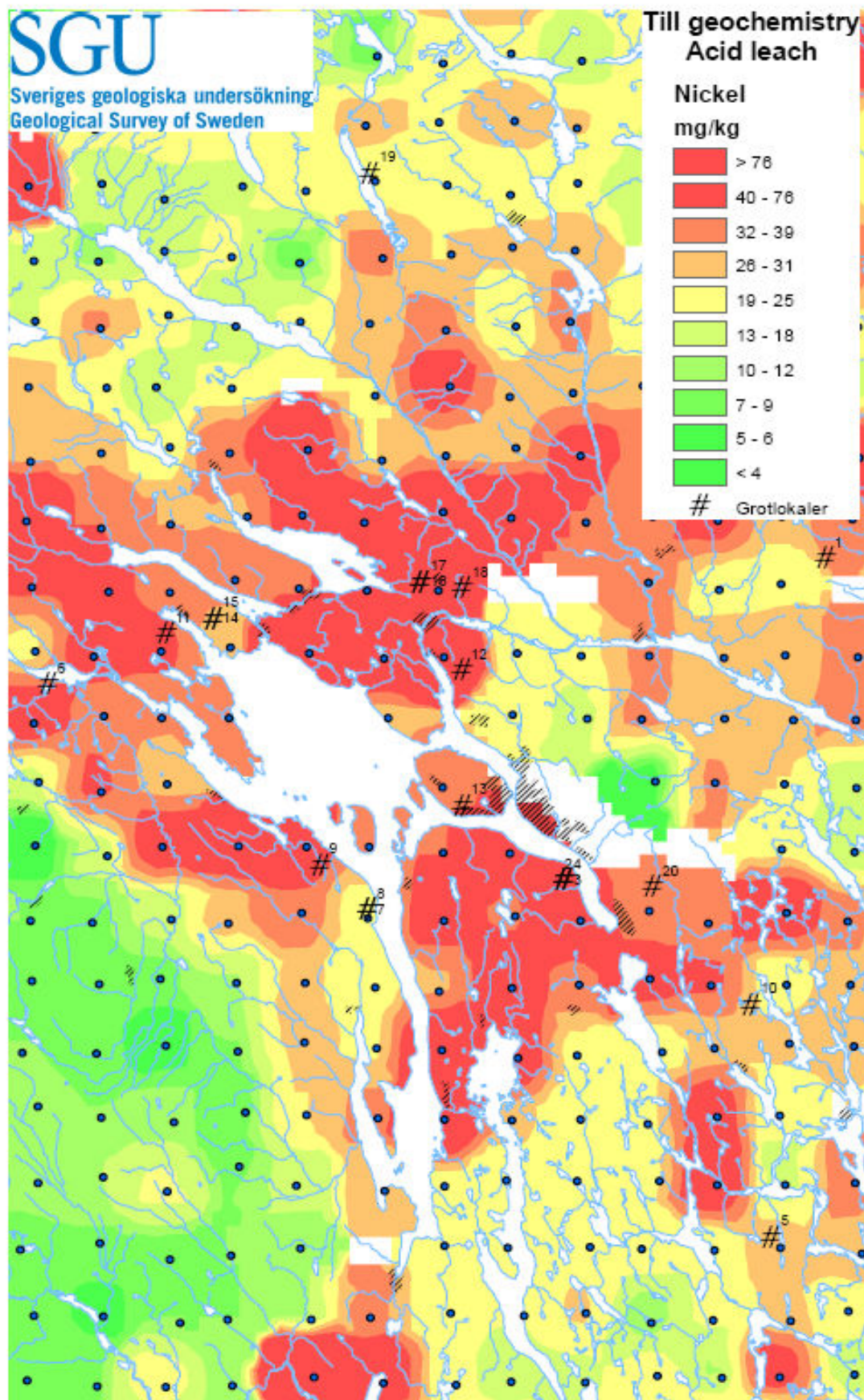
Bilaga 3. Fig. 27. Kopparinnehåll i moräners finfraktion i Storsjöområdet med GROT-lokalerna inprickade. (Från SGUs markgeokemiska karta. © Sveriges geologiska undersökning (SGU). Medgivande: 30-1683/2007.)



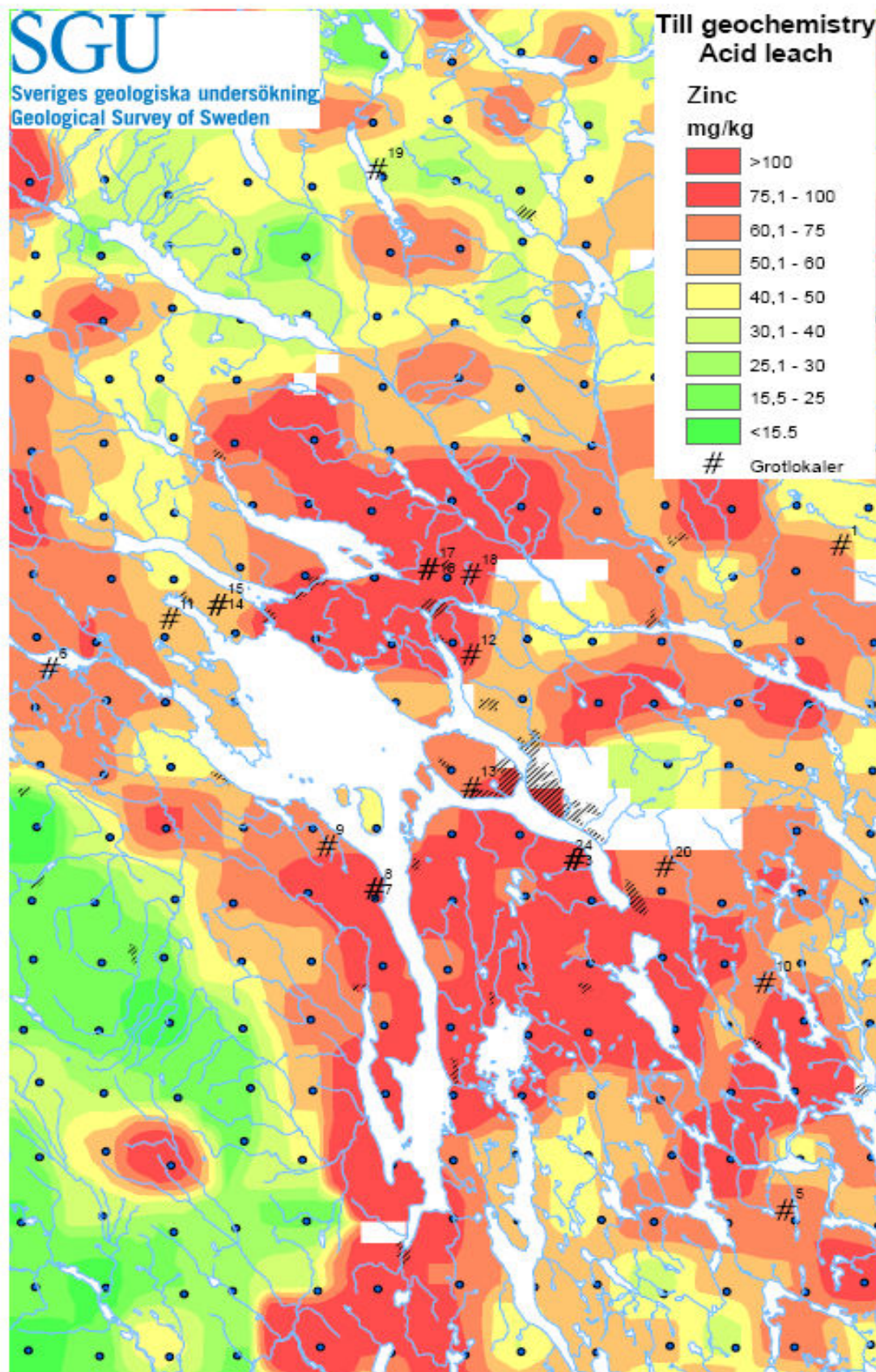
Bilaga 4. Fig. 28. Krominnehåll i moräners finfraktion i Storsjöområdet med GROT-lokalerna inprickade. (Från SGUs markgeokemiska karta. © Sveriges geologiska undersökning (SGU). Medgivande: 30-1683/2007.)



Bilaga 5. Fig. 29. Nickelinnehåll i moränens finfraktion i Storsjöområdet med GROT-lokalerna inprickade. (Från SGUs markgeokemiska karta. © Sveriges geologiska undersökning (SGU). Medgivande: 30-1683/2007.)



Bilaga 6. Fig. 30. Zinkinnehåll i moränens finfraktion i Storsjöområdet med GROT-lokalerna inprickade. (Från SGUs markgeokemiska karta. © Sveriges geologiska undersökning (SGU). Medgivande: 30-1683/2007.)



Bilaga 7

SKOGSSTYRELSENS REKOMMENDATIONER VID ASKÅTERFÖRING

Till vilka marker aska bör återföras

- Kompensationsgödsling, dvs. gödsling med t.ex. aska för att kompensera helträdsuttag, bör ske vid uttag av skogsbränsle. Särskilt vid uttag från starkt försurad skogsmark, vid uttag från torvmarker och då större delen av barren tas ut. Barren bör lämnas kvar vid biobränsleuttag.
- Ett uttag per omloppstid kan ske utan kompensationsgödsling.
- Kompensationsgödsling bör i första hand ske genom tillförsel av askprodukter.
- På vissa kvävesvaga marker kan kväve behöva tillföras tillsammans med askan för att undvika tillväxtnedsättningar.

Askans kvalitet och dosering

- Aska som används i produkter som ska spridas i skog bör till huvuddelen härröra från förbränning av skogsbränslen. Viss inblandning av aska från andra bränslen är inget hinder. Askans kvalitet avgör om den är lämplig.
- Askprodukten bör vara stabiliserad och långsamlös.
- Doseringen per hektar och omloppstid bör baseras på förlust av kalkverkan samt total bortförsel av baskatjoner (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^{+}) som uttagen av grenar, toppar och barr medför under omloppstiden. På torvmarker bör kompensationsbehovet beräknas utifrån uttaget av fosfor och kalium.
- För att undvika kortsiktiga negativa effekter bör sammantaget högst 3 ton aska TS återföras per hektar och 10-årsperiod även om det sammanlagda kompensationsbehovet överstiger 3 ton aska per hektar.
- Vid kompensationsgödsling bör den totala tillförseln av tungmetaller och andra skadliga ämnen per omloppstid inte vara högre än vad som förs bort genom det totala biomassauttaget.
- Askdosen bör bestämmas av trädslag, GROT-uttagens storlek, vilka delar av träden som tagits ut och askprodukten kemiska sammansättning. Vid tillförsel av näringsberikade askprodukter bör givan anpassas så att både ekvivalentsumman baskatjoner och kalkverkan blir densamma som vid användning av en ren askprodukt.
- Maximihalterna för mikronäringsämnen och tungmetaller är satta så att den maximala tungmetalltillförseln för granskog i södra Sverige inte ska överskridas vid askdosen 3 ton/ha.

Lagring och behandling av aska

- Lagring av aska eller färdig askprodukt bör ske så att utlakningen blir så liten som möjligt. Av näringsämnen kan främst kalium utlakas. Lagringsplatsen bör vara torr och ligga relativt högt i terrängen. Aska betraktas som avfall i svensk lagstiftning.
- Askan härddas genom vattentillsats samt mekanisk bearbetning till lämplig partikelstorlek och hårdhet. Risken för oönskade akuta effekter i marken är liten om askan är stabiliserad så att den löses upp under en lång tidsperiod. Riktmärket är att askprodukterna skall lösas upp under en period av 5-25 år i fält.

Utförande av kompensationsgödsling

- Vid kompensationsgödsling bör kväeutlakning och förluster av tillförd näring förebyggas genom val av arbetssätt, produkt och tidpunkt för åtgärd. Kompensationsgödsling får inte ske under perioder med snö, tjäle eller hög avrinning om näringsämnen då riskerar att hamna i vattendragen.
- Medlet ska spridas jämnt i beståndet, mekaniska skador på mark samt skador på träd ska begränsas. Blåstringsskador kan uppstå på träd närmast stickvägen vid spridning från mark, särskilt under savningsperioden.
- Gödsling bör inte ske förrän markvegetation etablerat sig. Utlakningsrisken är annars stor. Med askprodukter, som ej är mycket stabila och långsamlösa, innebär det i praktiken att spridning bör undvikas under en period som sträcker sig från fem år före till omkring fem år efter föryngringsavverkning. Om askprodukter utvecklas som inte ger upphov till någon nämnvärd utlakning under hyggesfasen så kan de spridas i samband med föryngringsavverkning.
- Utförd kompensationsgödsling bör dokumenteras, lämpligen i skogsbruksplan eller motsvarande. Där bör tidpunkt, giva och kemisk sammansättning framgå.
- Finns risk för förorening av ytvatten eller grundvatten omfattas kompensationsgödsling av reglerna om miljöfarlig verksamhet i 9 kap. miljöbalken.

(Skogsstyrelsen, 2001)

**EXAMENSARBETEN UTFÖRDA OCH PUBLICERADE VID
INSTITUTIONEN FÖR SKOGLIG MARKLÄRA, SLU FR O M ÅR 2001**

1. Gustafsson, Maria. 2001. Carbon loss after forest drainage of three peatlands in southern Sweden.
2. Isberg, Susanna. 2002. Elementkoncentrationer i gran utmed en markfuktighetsgradient.
3. Munter, Fredrik. 2002. Kloridhalter i gran utmed en depositionsgradient för havssalter.
4. Poggio, Laura. 2002. Epiphytic algae on Norway spruce needles in Sweden – geographical distribution, time-trends and influence of site factors.
5. Zander, Niclas. 2002. Beskogad åkermark – Förändringar av mark-pH efter plantering.
6. Bergkvist, Åsa. 2002. Små skogliga vattendrag i Värmland – Generell beskrivning, förekomst av traktorspår samt spårens inverkan på bottenfauna.
7. Gille, Emma. 2002. Den bäcknära zonen vid små skogliga vattendrag i Värmland – Generell beskrivning, förekomst av traktorspår samt kvicksilverhalter i körpåverkat ytvatten.
8. Herbertsson, Sofia. 2003. Sjunkande pH i Västerbottens humuslager – en kvantitativ analys.
9. Hedstrand, Ylva. 2003. Effects of Ammonium Oxalate Treatment on Interlayer Materials in 2:1 Layer Silicates From a Podzol.
10. Hansson, Karna. 2004. Bok- och grankonkurrens i Sydsverige – markegenskaper och naturlig föryngring.
11. Granlöf, Jonatan. 2005. Stormfällning och dess riskfaktorer i skyddszoner längs skogliga vattendrag i Västra Götaland.
12. Chaminade, Guillermo. 2005. Topography, soil carbon-nitrogen ratio and vegetation in boreal coniferous forests at the landscape level.
13. Torgnyson, Beatrice. 2005. Student attitudes toward incentives to reduce automobile use
14. Berg, Kristin. 2006. Naturlig föryngring på torra sedimentmarker. Ståndortsegenskaper och jordartskartan som beslutsunderlag för att undvika schablonmässig markberedning.
15. Hultnäs, Mikael. 2006. Skötselåtgärder vid nyetablering av skyddszoner vid bäckar i södra Värmland.
16. Stråhle, Erik. 2006. Sumpskogens motståndskraft vid stormen Gudrun år 2005.
17. Lucci, Gina. 2007. Retention and element balances for wetlands in the forest environment -case study Bohyttan fen.
18. Backlund, Ingegerd. 2007. Askåterföring i Jämtland - biobränslets och askans innehåll av tungmetaller relaterat till markernas geokemi.

I denna serie publiceras examensarbeten utförda vid institutionen för skoglig marklära, SLU. Tidigare nummer i serien kan i mån av tillgång beställas från institutionen på telefon 018-672212. De kan också laddas ner från institutionens hemsida: www.sml.slu.se.

ISSN 1650-7223
ISBN 978-91-85911-14-1

Institutionen för skoglig marklära
SLU
Box 7001
750 07 Uppsala
